ZUR FAUNISTIK UND ÖKOLOGIE DER CHIRONOMIDEN (DIPTERA) DES ZÜRICHSEES

INAUGURAL-DISSERTATION

zur
Erlangung der Philosophischen Doktorwürde
vorgelegt der
PHILOSOPHISCHEN FAKULTÄT II
der
UNIVERSITÄT ZÜRICH

von
MARKUS SCHÜRCH
von Rohrbach BE

Begutachtet von Herrn
Prof. Dr. H. Burla

Zürich 1985

ADAG Administration & Druck AG

ZUR FAUNISTIK UND ÖKOLOGIE DER CHIRONOMIDEN (DIPTERA) DES ZÜRICHSEES

INAUGURAL-DISSERTATION

zur
Erlangung der Philosophischen Doktorwürde
vorgelegt der
PHILOSOPHISCHEN FAKULTÄT II
der
UNIVERSITÄT ZÜRICH

von
MARKUS SCHÜRCH
von Rohrbach BE

Begutachtet von Herrn
Prof. Dr. H. Burla

Zürich 1985

ADAG Administration & Druck AG

INHALTSVERZEICHNIS

EINLEITUNG 1

METHODEN 4

Sammelmethoden 4

Bestimmung der Umweltfaktoren 5

Datenauswertung 6

ERGEBNISSE UND DISKUSSION 8

Uebersicht 8

Ergebnisse aus Emergenzfallen 10

Ergebnisse aus Zuchten 11

Tiefenverteilung allgemein 13

Tiefenverteilung von sechs ausgewählten Arten 14

Phänologie allgemein 16

Phänologie von sechs ausgewählten Arten 16

Umweltbedingungen 17

Einfluss der Umweltfaktoren auf die Verbreitung der Chironomidenarten 20

DER ZUSTAND DES ZUERICHSEES . . 27

ZUSAMMENFASSUNG 28

LITERATURVERZEICHNIS 30

ABBILDUNGEN 36

TABELLEN 49

Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41507201_0027

EINLEITUNG

Die Familie Chironomidae ist im Benthal der stehenden Gewässer eine der artenreichsten Tiergruppen. Zusammen mit den Oligochaeten gehören die Chironomiden auch bezüglich Häufigkeit zu den dominierenden Makroinvertebraten des Benthals (TIMMS, 1982, 1983; BAZZANTI et al., 1982; LINDEGAARD, 1979; SAERKKAE, 1979; THIENEMANN, 1954). Ihre Larven leben im Sediment, auf Steinen und Pflanzen und stellen eine Nahrungsquelle für zahlreiche Fische und invertebrate Raubtiere dar (SCHUERCH und WALTER, 1978; KUGLER et al., 1968; THIENEMANN, 1954). Durch ihre Aktivitäten im Sediment beeinflussen sie den Chemismus ihres Lebensraumes. Wo sie häufig sind, ist beispielsweise der Sauerstoffgehalt und das Redoxpotential im Sediment erhöht, und auch die Freisetzung von Phosphorverbindungen kann durch ihre Tätigkeiten beeinflusst werden (GALLEPP, 1979; HARGRAVE, 1975; EDWARDS, 1958).

Chironomiden wurden vielfach zur Charakterisierung von Seen und zum Nachweis der Auswirkungen von Abwässern verwendet (KANSANEN et al., 1981; WIEDERHOLM, 1981; SAETHER, 1979). Mit Hilfe von subfossilen Chironomidenlarven gelang es verschiedentlich, die historische Entwicklung des Seezustandes zu rekonstruieren (BRODIN, 1982; CARTER, 1977; HOFMANN, 1971). Die Interpretation des Sammelguts wird jedoch oft erschwert durch Bestimmungsschwierigkeiten und fehlende Kenntnisse über die Lebensbedingungen der Chironomiden-Arten. So sind trotz neuerer taxonomischer Bearbeitunge (REISS und SAEWEDAL, 1981; SAEWEDAL, 1976; HIRVENOJA, 1973; REISS und FITTKAU, 1971; FITTKAU und LEHMANN, 1970; LEHMANN, 1970) Artenbestimmungen vielfach nur bei schlüpfreifen männlichen Puppen und Imagines möglich. Bei einigen Gattungen, zum Beispiel

Procladius, *Cryptochironomus* und *Cladotanytarsus*, sind die Arten noch nicht mit Sicherheit auseinanderzuhalten.

Die bisherigen Kenntnisse über die Chironomiden, die im Zürichsee leben, sind lückenhaft. IMHOLZ (1964), der die Makrofauna einer Uferstelle im unteren Zürichsee bis zu einem Meter Wassertiefe untersuchte, ordnete die von ihm gesammelten Chironomidenlarven in 27 Taxa, meistens Gattungen, ein. LUNDBECK (1936) berücksichtigte den Zürichsee in seiner Untersuchung über die Alpenrandseen mit vier Proben. Er machte jedoch nur allgemeine Angaben über den damaligen Zustand des Zürichsees. Von den Nachbarseen ist bloss der Bodensee nach Chironomiden gut erforscht (REISS, 1968).

Ziel der vorliegenden Arbeit war eine weitergehende Bestandesaufnahme der Zürichseechironomiden, wobei auf Häufigkeit, Verbreitung nach Tiefe und auf Phänologie Wert gelegt wurde. Auch sollte der Einfluss von Umweltbedingungen auf die Verbreitung der Arten untersucht werden.

Den Herren Dr. J. Fittkau und Dr. F. Reiss danke ich für die Gastfreundschaft während zweier Studienaufenthalte an der Zoölogischen Staatssammlung in München und für die Beratung in taxonomischen Fragen. Neben Dr. F. Reiss bestimmte beziehungsweise verifizierte auch Prof. Dr. M. Hirvenoja, Universität Helsinki, einige der von mir gesammelten Imagines. Prof. Dr. A. Scholl und Dr. H.M. Ryser, Universität Bern, bestimmten morphologisch und cytotaxonomisch Larven der Gattung *Chironomus*. Der ehemalige Leiter der Hydrobiologisch-Limnologischen Station der Universität Zürich, Prof. Dr. E.A. Thomas, sowie sein Mitarbeiter, Dr. F. Schanz, berieten mich in limnologischen Arbeitsmethoden und ermöglichten mir, Kaliumpermanganatbestimmungen auszuführen. Prof. Dr. A. Barbour beriet mich bei der Interpretation der multiplen linearen Regression. Dipl. zool. Ernst

Schatzmann und Dr. G. Bächli waren mir bei der Auswertung mittels Computer behilflich. Prof. Dr. H. Burla und Dr. G. Bächli leisteten bei der Bereinigung des Manuskripts redaktionelle Hilfe. Heinz Maag entwarf und konstruierte die Sammelvorrichtungen. Zusammen mit Frau D. Kobelt half er bei den Sammelfahrten.

METHODEN

Sammelmethoden

Bei Bendlikon, Thalwil, Erlenbach und Zollikon (Abb. 1, Tab. 1) wurden in 3, 6, 9, 12, 15, 20, 25, 30, 35 und 40 m Tiefe Emergenzfallen (Abb. 2) an einer Leine vom Boot aus auf den Seegrund versenkt. Die Fläche der quadratischen Trichteröffnung betrug 0.5 m^2. Die Pyramidenseiten waren aus durchsichtiger Plastikfolie. An der Spitze befand sich ein abschraubbares Auffanggefäss mit einer Reuse und einem Kunststoffgeflecht. Mit dieser Sammelmethode erhielt man Imagines und, besonders aus grösseren Tiefen, auch schlüpfreife Puppen. Die Emergenzfallen wurden meist während drei beziehungsweise vier Tagen an zwei Orten exponiert, an den folgenden drei beziehungsweise vier Tagen an den zwei anderen Orten. Im Jahre 1980 wurden die Fallen von Mai bis Oktober exponiert, bei Bendlikon schon im April. Beim Vergleich der Ergebnisse der vier Sammelorte werden die im April erfassten Daten nicht berücksichtigt. Im Jahre 1981 erstreckte sich das Sammeln an allen vier Orten von April bis Ende Juni.

Bei Rüschlikon, Horgen, Au, Freienbach, Uerikon, Männedorf, Feldmeilen und Küsnacht (Abb. 1, Tab. 1) wurden monatlich von April bis Oktober 1980 und im April 1981 aus 1.5, 3 und 6 m und von Mai bis Oktober 1981 aus 9 und 20 m Tiefe Sedimente geschöpft. Bei Küsnacht verunmöglichte ein steiler Absturz eine Probenahme aus 9 m und 20 m Tiefe. In Freienbach und Uerikon wurden zusätzlich von Mai bis Oktober 1981 Sedimente aus 1.5, 3, 6, 12 und 15 m Tiefe entnommen. Das Sediment wurde in Polyaethylenbehälter der Grösse 19 x 24 x 9 Zentimeter verteilt, je drei pro Tiefe, und mit wenigen Zentimetern Seewasser überschichtet. Die Proben aus 1.5 m bis 15 m Tiefe wurden im Labor bei Zimmertemperatur aufbewahrt, diejenigen

aus 20 m in einem Temperaturschrank bei ungefähr 10° C. Die ausschlüpfenden Chironomiden-Imagines wurden während drei Wochen abgesammelt und in Alkohol konserviert.

Zum Sedimentschöpfen wurde im Jahre 1980 und im April 1981 für die Tiefen 1.5 m und 3 m ein umgebauter Kohlenkessel verwendet (Abb. 3). Das Sediment aus 6 m Tiefe wurde mit Hilfe einer Dredsche eingebracht. Ab Mai 1981 wurde mit einem Greifer (Abb. 4) Proben aus den verschiedenen Tiefen gehoben.

Von den gesammelten Tieren wurden wegen Bestimmungsschwierigkeiten nur männliche Puppen und männliche Imagines berücksichtigt. Die zur Bestimmung verwendete Literatur ist im Literaturverzeichnis mit einem Stern markiert.

Bestimmung der Umweltfaktoren

Als Umweltfaktoren wurden das Sedimenttrockengewicht, die durchschnittliche Sedimentpartikelgrösse und der $KMnO_4$-Verbrauch des Sediments berücksichtigt. Die Proben für diese Bestimmungen wurden Mitte September 1982 mit einem Gerät gestochen, an dem zwei abnehmbare Zylinder mit 7 cm Durchmesser und 30 cm Höhe befestigt waren. Pro Tiefe wurden aus den Sedimentkernen jeweils acht 0.5 ml-Proben des obersten Zentimeters des Sediments mit einer umgewandelten medizinischen Spritze herausgestochen. Vier davon wurden für die $KMnO_4$-Bestimmung verwendet (Eidg. Richtlinien, 1974). Eine weitere Probe wurde für die Partikelgrössenbestimmung verwendet, bei der die 0.5 ml Sediment in einer Petrischale mit 6 Zentimeter Durchmesser gleichmässig ausgebreitet und die Grösse der Partikel unter der Binokularlupe bei 40-facher Vergrösserung ausgemessen wurden. Von je

100 Messwerten wurde der arithmetische Mittelwert berechnet. Diese Probe konnte anschliessend mit den restlichen drei Proben zur Bestimmung des Sedimenttrockengewichtes verwendet werden. Zusätzlich wurde von den Sammelorten das Uferprofil bestimmt und im Juli 1981 wurde das Vorhandensein von Steinen, Holz und Wasserpflanzen taucherisch protokolliert.

Datenauswertung

Für die Berechnung des Diversitätsindexes nach Shannon-Wiener, der Equitabilität und des Jaccard-Indexes wurden betriebsinterne Programme verwendet, die von Dr. G. Bächli und Dr. W. Stahel verfasst worden waren. Der für die Stichprobengrösse korrigierte Diversitätsindex wurde nach der Formel

$$\hat{H} = \frac{1}{n} (a\ (n) - \sum a(x_i), \qquad a(x) = x \sum_{k=1}^{x-1} \frac{1}{k},$$

bestimmt, wobei $\hat{H}$ für den Schätzwert des wahren Diversitätsindexes, n für die Anzahl Arten und x_i für die Individuenzahl der i-ten Art in der Probe steht (STAHEL, in Vorbereitung). Der Jaccard-index wurde nach der Formel

$$JI = GA / SA$$

berechnet; GA steht für die Anzahl gemeinsame Arten, SA für die Summe der nachgewiesenen Arten. Der Index kann Werte zwischen 0 (keine gemeinsame Art) und 1 (identisches Artinventar) annehmen.

Zur Beurteilung der Aehnlichkeit der Sammelorte wurden deren Umweltdaten nach Minimum/Maximum standardisiert und danach die Aehnlichkeit nach der City Block Distance-Methode (SOKAL und SNEATH, 1963) berechnet. Die Analyse der Aehnlichkeitsmatrix erfolgte einerseits nach der UPGMA-Clusteranalyse-Methode (SOKAL und SNEATH, 1963), andererseits nach dem Verfahren des Multidimensional Scaling, wobei Programme von Dr. G. Bächli

und aus dem PSYCHLIB-Paket der Universität Zürich verwendet wurden.

Für die Berechnung der Regressionsmodelle wurde das SAS-Programm STEPWISE verwendet. In der hier angewandten Methode der multiplen linearen Regression wird versucht, mit schrittweise aufgenommenen Umweltfaktoren möglichst viel Varianz der Häufigkeit der betreffenden Chironomidenart zu erklären. Die Rohdaten wurden in einem ersten Schritt wurzeltransformiert. Für die Berechnungen wurden nur die Daten desjenigen Tiefenbereichs verwendet, in dem die betreffende Tierart vorkam. Bei Arten, die auch unterhalb von 20 m Tiefe vorkamen, wurde dagegen mit den Daten des gesamten Tiefenbereichs gerechnet. Um die Konstanz der Umwelteinflüsse abschätzen zu können, wurden Daten aus weiteren Tiefenbereichen einbezogen. Es wurden nur Arten berücksichtigt, von denen mindestens 20 Tiere für die Berechnungen zur Verfügung standen. Beachtet wurden nur Modelle, bei denen die verschiedenen Umweltfaktoren einzeln auf dem 5 %-Niveau signifikant waren. Die Ergebnisse aus Zuchten und Emergenzfallen wurden gesondert bearbeitet. Für die Interpretation der Ergebnisse wurde das Bestimmtheitsmass beachtet. Es gibt an, welchen Teil der Streuung der Häufigkeit einer Chironomidenart durch Umweltfaktoren erklärt werden kann. Hohe Werte deuten auch an, dass die Befunde gut mit dem verwendeten linearen Modell beschrieben werden können. Zusätzlich wurden die standardisierten Koeffizienten der Umweltfaktoren nach der Formel

$$b'_j = b_j \ (s_x / s_y)$$

berechnet. b_j steht für den Koeffizienten des Umweltfaktors j, s_x für die Standardabweichung des Umweltfaktors und s_y für die Standardabweichung der Häufigkeiten der untersuchten Chironomidenart. Die Werte geben die Steigung in der entsprechenden Umweltdimension an. Hohe Absolutwerte werden als für die Tierart bedeutungsvoll interpretiert.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Uebersicht

Insgesamt wurden an den 12 Orten ungefähr 13'600 Chironomidenmännchen gesammelt. Sie wurden 72 Taxa zugeordnet (Tab. 2). Bei 68 Taxa handelt es sich mit grosser Wahrscheinlichkeit um Arten. 57 Taxa konnten mit einem Artnamen versehen werden, 11 wurden einer Gattung zugewiesen. Eine Art, ***Virgatanytarsus ansatus***, wurde separat beschrieben (REISS und SCHUERCH, 1984). Die drei Taxa ***Procladius choreus***-Gruppe, ***Procladius signatus***-Gruppe und ***Cryptochironomus***-Gruppe enthalten mit grosser Wahrscheinlichkeit mehr als eine Art. Bei einem Taxon, dem ***Tanytarsus lestagei***-Aggregat, handelt es sich im einen Geschwisterartkomplex (LINDEBERG, 1967). Der Einfachheit halber werden diese Taxa im folgenden als Arten bezeichnet.

Mit den 72 nachgewiesenen Arten besitzt der Zürichsee, im Vergleich zu einigen anderen Seen, eine mittlere Anzahl Arten (Tab. 4). Drei der artenarmen Seen, der Vordere Finstertaler See, der Piburger See und der Lac de Petichet, sind Gebirgsseen, und ihre Artenarmut kann auf einem unwirtlichen Klima beruhen. Der Tjeukemeer-See ist mit zwei Meter Wassertiefe seicht und vorwiegend in Ufernähe von Chironomiden besiedelt (BEATTIE, 1978). Der Rotoiti-See ist mit acht Chironomidenarten am artenärmsten. Er steht stellvertretend für einige weitere Seen Neuseelands, die durch eine allgemeine Artenarmut der Invertebraten charakterisiert sind (TIMMS, 1982, 1983). Zoogeographische Isolation und wenig Refugien während der pleistozänen Vergletscherung werden als Erklärung für dieses Phänomen angegeben (TIMMS, 1982). Die beiden artenreichsten Seen, der südschwedische Innaren und der Bodensee, scheinen, im Gegensatz zu den Seen mit mittleren Arte-

nanzahlen, zur Zeit der Untersuchung noch wenig durch Abwässer beeinflusst worden zu sein.

Von den 72 im Zürichsee gefundenen Chironomidenarten waren nur wenige zahlreich. Die 10 häufigsten Arten, *Cladotanytarsus* 4, *Tanytarsus lestagei*-Aggregat, *Cladotanytarsus* 2, *Cladotanytarsus* 3, *Procladius choreus*-Gruppe, *Procladius signatus*-Gruppe, *Chironomus anthracinus*, *Ablabesmyia monilis*, *Tanytarsus niger* und *Endochironomus albipennis*, erreichten Häufigkeiten zwischen 3.5 und 13 %. Zusammen machten sie 62 % aller gesammelten Chironomidenmännchen aus. 16 weitere Arten traten mit Häufigkeiten zwischen 1.0 und 3.4 % auf. Die restlichen 46 Arten waren selten.

Abgesehen von *Micropsectra contracta*, die bisher nur im Alpenraum gefunden wurde (BRETSCHKO, 1974; REISS, 1968a, 1968b), und von *Virgatanytarsus ansatus*, sind die restlichen Arten in Mittel- und Nordeuropa verbreitet. Mit Ausnahme von *Tanytarsus niger* und *Virgatanytarsus ansatus* scheinen fast alle im Zürichsee festgestellten Arten auch im Bodensee vorzukommen. Die erstgenannte Art hat ihr Hauptverbreitungsgebiet in arktischen stehenden Gewässern (REISS und FITTKAU, 1971) und wurde in Mitteleuropa bisher nur von MOTHES (1966) aus dem Stechlinsee in Brandenburg nachgewiesen. *Virgatanytarsus ansatus* ist nur noch im südlichen Hohen Atlas gefunden worden (REISS und SCHUERCH, 1984). Mit dem niederländischen Maarsseveen-See, dem südschwedischen Innaren und drei englischen Reservoirs hat der Zürichsee 30, 25 beziehungsweise 23 Arten gemeinsam (KOUWETS and DAVIDS, 1984; MUNDIE, 1957; BRUNDIN, 1949), mit weiteren nordeuropäischen Seen meist etwas mehr als 10 Arten (KANSANEN, 1981; RADDUM, 1981; AAGAARD, 1978). Die Aehnlichkeiten werden aber wahrscheinlich grösser sein, denn in den vorliegenden Vergleichen wurden die Gattungen *Cladotanytarsus*, *Orthocladius* und *Procladius*

wegen Bestimmungsschwierigkeiten nicht berücksichtigt.

Ergebnisse aus Emergenzfallen

In der Tabelle 3 sind die Fangerträge aus den Emergenzfallen eingetragen, die bei Bendlikon, Thalwil, Erlenbach und Zollikon ausgesetzt waren. Bei Bendlikon wurden in beiden Jahren am meisten Tiere gefangen, insgesamt mehr als doppelt so viele Tiere wie bei den übrigen Stellen.

Trotz dieser Abundanzunterschiede konnten in den zwei Jahren Sammeltätigkeit an allen vier Orten je ungefähr 50 Arten nachgewiesen werden. Die Chironomidenfauna bei Thalwil war mit 51 Arten am artenreichsten, diejenige bei Zollikon mit 47 Arten am artenärmsten. Im ersten Sammeljahr wurden bei Bendlikon am meisten Arten gefunden, neun mehr als bei Zollikon. Im folgenden Jahr wurden dagegen bei Zollikon sechs Arten mehr gefangen als bei Bendlikon. REISS (1968) fand im Bodensee vor der Station Süssenmühle mit Emergenzfallen, die er während anderthalb Jahren über 1.5 m, 5 m, 12 m, 22 m und 45 m exponierte, 68 Chironomidenarten. Der Bodensee, mit insgesamt 168 Chironomidenarten bedeutend artenreicher als der Zürichsee, scheint nach diesen Ergebnissen auch kleinräumig mehr Arten zu besitzen als der Zürichsee.

Aus Tabelle 2 kann man entnehmen, dass sich die Artinventare der vier Sammelorte gleichen. Von den insgesamt 64 in den Emergenzfallen gefundenen Arten wurden 35 an allen vier Orten und 10 Arten an drei Orten festgestellt. In der Tabelle 5 werden die Aehnlichkeiten der Artinventare von je zwei Sammelorten mit Hilfe des Jaccard-Indexes verglichen. Die Artinventare bei Zollikon und Erlenbach waren einander am ähnlichsten, diejenigen bei Zollikon und Bendlikon am unähnlichsten.

Die meisten Arten kamen an den vier Orten in unterschiedlichen Häufigkeiten vor. Bei Bendlikon waren zum Beispiel *Cladotanytarsus* 1, 2 und 4, *Tanytarsus niger* und *Tanytarsus occultus*, *Endochironomus albipennis* sowie *Procladius signatus*-Gruppe am häufigsten vertreten. *Ablabesmyia monilis* konnte bei Bendlikon nicht nachgewiesen werden, obwohl die als eurytop bezeichnete Art (FITTKAU, 1962) in eutrophen wie in oligotrophen Seen gefunden worden war (THIENEMANN, 1954). Bei Thalwil wurden die *Chironomus*-Arten, *Cricotopus bicinctus* und *Cricotopus sylvestris*, *Paratanytarsus inopertus* sowie die *Procladius choreus-Gruppe* häufiger gefangen als an den drei anderen Orten. Bei Erlenbach waren *Cladotanytarsus* 3, *Tanytarsus bathophilus* und *Psectrocladius limbatellus* am häufigsten. *Tanytarsus lestagei* trat bei Zollikon am zahlreichsten auf.

Bei Bendlikon waren Diversität und Equitabilität kleiner als an den drei anderen Uferstellen (Tab. 3). Dies scheint mindestens zum Teil eine Folge einer Massenemergenz der Art *Cladotanytarsus* 4 zu sein. Von dieser Art konnten Ende Mai 1980 aus einer Emergenzfalle, die während sechs Tagen in drei Meter Tiefe versenkt worden war, 1069 Männchen gefangen werden. Dies entspricht mehr als einem Viertel der bei Bendlikon gesammelten Individuen. An den restlichen drei Orten war der Diversitätsindex und die Equitability je ungefähr gleich gross.

Ergebnisse aus Zuchten

Aus den Sedimenten bei acht weiteren Orten (Abb. 1) konnten in den Jahren 1980 und 1981 zwischen 247 und 445 Männchen gezüchtet werden (Tab. 7). Die Chironomidenfauna bei Rüschlikon war mit 38 nachgewiesenen Arten am reichsten, diejenige bei Au mit 28 Arten am ärmsten. Die geringeren Erträge aus den Zuchten, im Vergleich zu den Erträgen aus den

Emergenzfallen, sind wohl auf die weniger intensive Sammeltätigkeit zurückzuführen. Das Artinventar der besammelten Tiefen dürfte jedoch für die häufigeren Arten vollständig sein. Dies deuten Resultate aus zusätzlichen Zuchten der Sedimente bei Freienbach und Uerikon an, wo in 1.5 m bis 6 m Tiefe von Mai bis Oktober 1981 bei Freienbach lediglich eine, bei Uerikon drei zusätzliche Arten gefunden wurden. In den Tiefen 12 m und 15 m, in denen ich im Jahre 1980 nicht sammelte, fand ich dagegen bei Uerikon fünf, bei Freienbach sieben weitere Arten.

Von den 54 an den acht Orten gefundenen Arten kamen ***Ablabesmyia monilis***, ***Cladotanytarsus*** 2, ***Cladotanytarsus*** 3, ***Cryptochironomus***-Gruppe, ***Dicrotendipes lobiger***, ***Microtendipes pedellus***, ***Polypedilum bicrenatum***, ***Polypedilum quadriguttatum***, ***Procladius choreus***-Gruppe, ***Psectrocladius limbatellus***, ***Tanytarsus bathophilus*** und das ***Tanytarsus lestagei***-Aggregat an allen Orten vor (Tab. 2). 11 Arten wurden nur an einem Ort nachgewiesen, 10 davon bloss in einem Exemplar.

Die ähnlichsten Artzusammensetzungen zeigten die Stichproben bei Au und Feldmeilen, mit einem Jaccardindex-Wert von 0.79 (Tab. 6). Die Faunen von Horgen und Freienbach erwiesen sich am unähnlichsten. Die Werte der Stichproben bei Küsnacht wurden nicht in diese Matrix einbezogen, da von dort keine Proben aus 9 m und 20 m Tiefe genommen werden konnten. Die Unterschiede in den Jaccardindex-Werten fielen bei den Zuchten grösser aus als beim Sammeln mit Emergenzfallen. Neben tatsächlich grösseren Faunenunterschieden könnten bei den Zuchten auch zufallsbedingte Fänge von seltenen Arten eine grössere Rolle gespielt haben.

Für die Chironomidenfauna bei Uerikon wurden die grössten Werte für den Diversitätsindex und die Equitability berechnet (Tab. 7). Die Stichproben bei Au ergaben bei geringster Anzahl Arten die kleinsten Werte für die

Diversität und die Equitabilität.

Tiefenverteilung, allgemein

In den Jahren 1980 und 1981 wurden von den ungefähr 10'000 in den Emergenzfallen gefangenen Chironomidenmännchen rund 60 % in 3 m Tiefe gefangen. In 6 m Tiefe fiel die Ausbeute mit 17 % kleiner aus. In 9 m Tiefe verringerte sich die Häufigkeit weiter auf 5 %, erreichte in 12 m 3 % und stieg dann in 15 m und 20 m wieder leicht an. Ab 25 m Tiefe verringerte sich die Häufigkeit wieder. Die Ergebnisse aus den Zuchten ergaben ein ähnliches Bild.

BRUNDIN (1949) fand im Innaren in 4 m Tiefe die durchschnittlich grösste Larvendichte. Aehnlich wie im Zürichsee verringerte sich die Dichte bis 7 m Tiefe stark, um in 12 m bis 13 m einen Minimalwert anzunehmen. Anschliessend vergrösserte sie sich wieder bis zur maximalen Tiefe von 19 m. REISS (1968) fand dagegen im Ueberlinger See von 0.5 m bis 10 m Tiefe ungefähr gleich viele Larven. Erst zwischen 10 m und 20 m verkleinerte sich die Dichte auf ungefähr ein Drittel, um sich in 20 m bis 120 m Tiefe wieder zu verdoppeln.

Auch die Anzahl Arten verringerte sich mit zunehmender Tiefe (Abb. 5). In 3 m Tiefe fanden sich in den Emergenzfallen pro Ort durchschnittlich 40 Arten. Diese Anzahl sank bis in 12 m Tiefe ziemlich gleichmässig auf 10 Arten ab und verringerte sich bis in 40 m Tiefe weiter auf durchschnittlich 2.75 Arten.

REISS (1968) kam im Bodensee zu ähnlichen Ergebnissen. Er fand in sandigen Sedimenten der Zone zwischen Niedrigstwasserstand und 10 m Wassertiefe 75 Chironomidenarten. Dieser Lebensraum stellte sich als der arten-

reichste im Bodensee heraus. In schlammigen Sedimenten der gleichen Tiefenzone konnte er lediglich 24 Arten nachweisen. Zwischen 10 m und 20 m Tiefe fand er 25 Arten, und 26 Arten konnte er in noch grösseren Tiefen fangen. Einige von ihnen, z.B. ***Chironomus plumosus***, ***Demicryptochironomus vulneratus***, ***Microtendipes pedellus***, ***Paratendipes albimanus*** und ***Polypedilum nubeculosum*** wurden auch im Zürichsee gefunden, wo sie aber nur bis in 15 m Tiefe vorkamen (Tab. 8).

In der Abbildung 6 sind die Jaccardindex-Werte für je zwei benachbarte Tiefen aufgetragen. Dabei ergaben im Durchschnitt die Artinventare auf Tiefen zwischen 15 m und 35 m die grössten Aehnlichkeiten. Die auftretenden Schwankungen dürften zum Teil eine Folge der kleinen Fundzahlen sein. Der kleinste Wert von 0.36 (zwischen 9 m und 12 m Tiefe) deutet an, dass in diesem Bereich das Verbreitungsgebiet der Flachwasserarten ausläuft und das der Tiefwasserformen beginnt.

Tiefenverteilung von sechs ausgewählten Arten

In der Abbildung 7 sind die Tiefenverteilungen von sechs ausgewählten Arten aufgetragen. Es sind dies die einzigen Arten, abgesehen von der ***Procladius choreus***-Gruppe und der ***Procladius signatus***-Gruppe, die auch unterhalb von 20 m Tiefe noch vorkamen. ***Chironomus anthracinus*** wurde an allen Orten von 12 m bis 25 m gefunden und war, mit Ausnahme von Erlenbach, in 20 m Tiefe am zahlreichsten. Das Vorkommen von ***Tanytarsus niger*** begann an drei Orten in 15 m und endete in 30 m oder 35 m Tiefe. ***Sergentia coracina*** war an allen vier Orten in 30 m Tiefe am häufigsten, und auch ***Micropsectra contracta*** war entweder in 30 m oder in 35 m am häufigsten. Einzig das Verbreitungsmuster von ***Tanytarsus bathophilus*** wich, mit einem deutlichen Maximum auf 15 m Tiefe bei Erlenbach, von den gleichfür-

migen Verteilungsmustern an den andern Orten ab.

Aus dem Verteilungsmuster bei Bendlikon lässt sich eine Tiefenabfolge der Arten erkennen: Ab 3 m traten die bei Bendlikon eher selteneren *Tanytarsus bathophilus* und *Micropsectra coracina* auf, *Tanytarsus bathophilus* bis 20 m, *M. coracina* bis 35 m Tiefe. *Chironomus anthracinus* und *Tanytarsus niger* folgten mit einem Häufigkeitsmaximum in 20 m Tiefe. Während *Chironomus anthracinus* jedoch nur bis 25 m gefunden wurde, erstreckte sich das Verbreitungsgebiet von *Tanytarsus niger* bis 35 m. *Sergentia coracina*, von 12 m bis 35 m nachgewiesen, folgte mit einem Häufigkeitsmaximum in 30 m Tiefe. Mit einer oberen Verbreitungsgrenze bei 20 m und einem Maximum in 35 m folgte schliesslich noch *Micropsectra contracta*. Die Verteilungsmuster an den drei übrigen Orten können ähnlich interpretiert werden.

Die Verhältnisse im Zürichsee stimmen gut mit jenen im Bodensee (REISS, 1968) überein. Bei *Chironomus anthracinus* lag, ähnlich wie im Zürichsee, das Abundanzmaximum zwischen 20 m und 25 m Tiefe. Larven wurden dort jedoch bis 60 m Tiefe nachgewiesen. *Sergentia coracina* kam von 7 m bis 100 m vor. Das Abundanzmaximum lag, wie im Zürichsee, bei 30 m Tiefe. Die Larven von *Micropsectra contracta* wurden im Bodensee von 5 m bis 210 m nachgewiesen. Im Ueberlingersee waren sie zwischen 30 m und 100 m, im eigentlichen Obersee zwischen 30 m und 60 m Tiefe am häufigsten. Aehnlich wie im Zürichsee trat auch *Tanytarsus bathophilus* in geringer Abundanz, aber ziemlich gleichmässig, von 5 m bis 30 m auf. *Micropsectra coracina* war in 4 m bis 7 m am häufigsten und wurde bis in 25 m Tiefe nachgewiesen. Im Gegensatz zum Zürichsee scheint dagegen *Tanytarsus niger* im Bodensee zu fehlen.

Phänologie, allgemein

Der Ertrag aus den Zuchten stieg im Jahre 1980 von 284 Individuen im April auf 556 im Juli an, um im Oktober wieder auf 72 abzusinken (Tab. 9). Die Ergebnisse aus den Emergenzfallen zeigen ähnliche Tendenzen (Tab. 10), ausser dass im Mai am meisten Tiere gefangen wurden. Dieser Wert wurde von der Massenemergenz von *Cladotanytarsus* 4 beeinflusst. Im Jahre 1981 wurden weniger Tiere gefangen als 1980. Die Anzahl ausschlüpfender Chironomidenarten stieg ebenfalls bei beiden Sammelmethoden vom Frühling bis gegen die Jahresmitte an. Das Maximum lag bei den "Emergenzorten" im Durchschnitt im Juli, bei den "Zuchtorten" im August. Anschliessend verringerte sich bei beiden Sammelmethoden die Anzahl Arten.

Phänologie von sechs ausgewählten Arten

Chironomus anthracinus schlüpfte im Zürichsee von Mai bis Oktober, am häufigsten im August und September (Tab. 11, 12). In englischen Reservoirs verhielt sich diese Art ähnlich (MUNDIE, 1957). Im Bodensee, im Lunzer Untersee und im Grossen Plönersee schlüpfte sie dagegen hauptsächlich im Frühsommer (REISS, 1968; THIENEMANN, 1954). Die Befunde der im Frühjahr schlüpfenden *Tanytarsus niger, Sergentia coracina* und *Micropsectra coracina* stimmen dagegen gut mit den Angaben von REISS und FITTKAU (1971) und REISS (1968) überein. *Tanytarsus bathophilus* hat nach REISS und FITTKAU (1971) in den norddeutschen Seen und im Bodensee zwei Schlüpfperioden, die erste im Frühjahr (Mai bis Juni) und die zweite im Herbst. Im Zürichsee schlüpfte diese Art dagegen von April bis Oktober, in Bendlikon im ersten Sammeljahr vor allem im Frühling. *Micropsectra contracta* schlüpfte im Zürichsee im Frühling und im Herbst, im Bodensee nach REISS (1968) dagegen kontinuierlich von April bis November.

Ausser der Segregation nach Tiefe können wir bei den sechs Arten eine zeitliche Segregation feststellen: *Chironomus anthracinus* und *Tanytarsus bathophilus*, die ihr Dichtemaximum bis 20 m Tiefe hatten, wurden bei Bendlikon vom Frühling bis zum Herbst gefunden, *Tanytarsus bathophilus* vor allem im Frühling, *Chironomus anthracinus* vor allem im Herbst. *Tanytarsus niger*, deren Verbreitungsgebiet sich zwischen 15 m und 25 m Tiefe mit demjenigen von *Chironomus anthracinus* überschnitt, schlüpfte dagegen im Frühling.

Umweltbedingungen

Der Zürichsee ist langgestreckt und wannenförmig. Das obere Drittel ist mit ungefähr 25 m grösster Tiefe relativ flach. Im mittleren Bereich sind die Uferzonen schmal und fallen steil ab. Hier liegt auch die grösste Tiefe von 136 m. Im unteren Teil wird der See wieder flacher. In der Abbildung 8 sind die Uferprofile der 12 Sammelorte abgebildet. Sie sind bei Freienbach, Uerikon, Erlenbach und besonders bei Au flach, bei Zollikon und Horgen dagegen steil.

Steine sind, mit Ausnahme von Feldmeilen, Männedorf und Freienbach, an allen Sammelorten als Folge von Uferaufschüttungen vorhanden (Abb. 9). Holz und Abraum fanden sich nur am linken Seeufer von Bendlikon bis Horgen. Die häufigste Wasserpflanze, *Potamogeton pectinatus*, wurde mit Ausnahme von Zollikon an allen Sammelstellen gefunden. Ihre untere Verbreitungsgrenze lag bei 3 m Wassertiefe. Die weniger häufige *Potamogeton perfoliatus* wurde bei Bendlikon, Thalwil, Horgen, Freienbach, Uerikon und Zollikon nachgewiesen. Ihre Verbreitung reichte bei Zollikon bis in 4.5 m Tiefe. Die Uferstelle bei Horgen erwies sich mit zusätzlichen Pflanzenarten, darunter einer *Elodea*-Art, die bis zu einer Tiefe von 6.5 m vor-

kam, als am mannigfaltigsten.

Die Werte für das Sedimenttrockengewicht und die Partikelgrösse ergeben an allen Orten ähnliche Verteilungsmuster (Abb. 10). Im Folgenden wird nur das Sedimenttrockengewicht besprochen, weil die hier gemachten Aussagen auch für die Partikelgrösse gelten. Im allgemeinen verringerte sich das Sediment- trockengewicht mit zunehmender Tiefe. Eine Ausnahme bildete Au. Dort konnte von 1.5 m bis 9 m Tiefe ein Anstieg festgestellt werden. Der Wert in 20 m war wieder niedriger. Die Werte von Bendlikon und Zollikon waren von 3 m bis 20 m Tiefe ungefähr gleich hoch. Bei diesen zwei Orten und bei Rüschlikon wurden die geringsten Sedimentgewichte gemessen. Mit Ausnahme von Au wurden an den Stellen der oberen Seehälfte fast doppelt so hohe Werte gemessen wie an den drei Stellen der unteren Seehälfte.

Mit Hilfe der Standardabweichung der Partikelgrösse soll versucht werden, die Heterogenität der unmittelbaren Umgebung von Larven und Puppen zu charakterisieren. Für Bendlikon und Zollikon wurden die kleinsten Werte berechnet (Abb. 11). Sie waren von 3 m bis 20 m Tiefe ungefähr gleich gross. Die Werte für Rüschlikon, Feldmeilen und Männedorf fielen ebenfalls gering aus. Im allgemeinen verkleinerte sich die Standardabweichung mit zunehmender Tiefe.

Mit dem $KMnO_4$-Verbrauch, einem Mass für den Gehalt organischer C-Verbindungen, wurde die Intensität der Eutrophierung bestimmt. Die höchsten Werte wurden in 1.5 m und in 3 m Tiefe bei Au, Freienbach und Uerikon gefunden (Abb. 11). Sie nahmen mit zunehmender Tiefe ab. Bei Bendlikon und Zollikon waren die Werte ebenfalls hoch, allerdings auch bis in grössere Tiefen. Bei Erlenbach, Horgen und Männedorf nahm der Verbrauch in grösseren Tiefen zu. Ob der grosse Anstieg zwischen 7 m und 9 m bei Thalwil

durch die Einleitung des Klärwassers der Abwasserreinigungsanlage verursacht wurde, kann nicht beurteilt werden.

Neben diesen Angaben über den Gesamt-$KMnO_4$-Verbrauch der Sedimentproben ist auch der $KMnO_4$-Verbrauch pro Trockengewichtseinheit von Interesse. Die hohen Werte für die Sedimente aus 20 m und 40 m Tiefe deuten darauf hin, dass diese Sedimente den grössten organischen Anteil besitzen. Die geringen Werte der Sedimente, zum Beispiel von Horgen, Männedorf und Uerikon, beruhen wohl auf einem grösseren Quarzsandanteil. In den geringeren Tiefen wurden bei Au, Bendlikon, Rüschlikon und Zollikon die höchsten Werte bestimmt.

Um die zwölf Uferstellen bezüglich der verschiedenen Umweltfaktoren gesamthaft vergleichen zu können, wurden die Daten mit der Methode des Multidimensional Scaling verarbeitet und einer Clusteranalyse unterzogen. Der Uebersichtlichkeit halber wurden die Ergebnisse aus Emergenzen und Zuchten getrennt dargestellt (Abb. 12, 13). In diesen Abbildungen sind die Cluster unterschiedlicher Hierarchien von Hand als Höhenkurven in das Projektionsbild der Multidimensional Scaling-Darstellung eingetragen. Beispielsweise zeigt der Ausschnitt in der rechten oberen Ecke der Abb. 12, dass sich die Stellen bei Thalwil aus 3 m und 6 m Tiefe bezüglich der Umweltfaktoren am ähnlichsten sind. Die Stelle aus 9 m Tiefe bei Erlenbach besitzt die grössere Aehnlichkeit mit diesen beiden Stellen als mit jenen bei Erlenbach aus 3 m und 6 m Tiefe. In der Abbildung 12 können wir vier Gruppen erkennen. Eine der Gruppen wird durch die Probestellen aus den grössten Tiefen der vier Uferstellen gebildet. Eine andere setzt sich aus den Probestellen der restlichen Tiefen bei Bendlikon und denjenigen der mittleren Tiefen bei Thalwil und Erlenbach zusammen. Die Probestellen auf verschiedenen Tiefen bei Zollikon bilden die dritte Gruppe und diejenigen

bei Thalwil aus 3 m und 6 m Tiefe bilden zusammen mit jenen bei Erlenbach aus 3 m bis 9 m Tiefe die letzte Gruppe. Allgemein nehmen die Werte für das Sedimenttrockengewicht und die Partikelgrösse von links nach rechts zu und der $KMnO_4$-Verbrauch verringert sich von unten nach oben. Diese Beziehungen gelten auch für die Abbildung 13. Beispielweise findet man die Probestelle bei Horgen aus 3 m Tiefe mit einem sehr hohen Sedimentgewicht und geringem $KMnO_4$-Verbrauch rechts unten, währenddem diejenige bei Au aus 1.5 m Tiefe mit geringem Sedimentgewicht und hohem $KMnO_4$-Verbrauch oben links abgebildet ist.

Einfluss der Umweltfaktoren auf die Verbreitung der Chironomidenarten

Mit Hilfe der multiplen linearen Regression wurde der Einfluss von Umweltfaktoren auf die Verbreitung der Arten untersucht. In der Tabelle 13 sind die Hauptergebnisse zusammengefasst. Bei 15 der 31 untersuchten Arten konnte mit Umweltfaktoren mehr als 70 % der Varianz erklärt werden, bei 11 Arten mehr als 80 %. Der Faktor "Tiefe" kam 16 mal in den Regressionsmodellen vor, "$KMnO_4$-Verbrauch", "$KMnO_4$-Verbrauch pro Trockengewicht" und "Entfernung vom Ufer" je 8 mal. Die Wasserpflanzenarten "***Potamogeton perfoliatus***" und "***Potamogeton pectinatus***" wurden ebenfalls häufig ins Modell aufgenommen, die Faktoren "Partikelgrösse", "Steine" und "Holz" dagegen nur je einmal.

Im folgenden sollen die Ergebnisse für diejenigen Arten diskutiert werden, bei denen die Regressionsmodelle mehr als 70 % der Varianz erklären konnten.

Bei ***Ablabesmyia monilis*** wurden die Faktoren "Uferentfernung" und "Stan-

dardabweichung der Partikelgrösse" vom Verfahren in das Regressionsmodell einbezogen. Mit ihnen konnte 71 % der Varianz erklärt werden. Das negative Vorzeichen des Koeffizienten von "Entfernung vom Ufer" bedeutet, dass die Art, die in den Emergenzfallen in 6 m Tiefe am häufigsten gefangen wurde, in der Regel nahe beim Ufer vorkam. Bei Zollikon, einem Ort mit steilem Uferprofil, fand ich sie jedoch in 20 m Tiefe. So können wir vermuten, dass ***Ablabesmyia monilis*** über eine geringe Diffusionsleistung verfügt, die es den Larven, die sich vermutlich vom Ufer her ausbreiten, erschwert, in grössere Tiefen vorzudringen, in denen sie offenbar auch leben könnten. Das Fehlen bei Bendlikon bleibt unerklärt. Die Bedeutung des Faktors "Standardabweichung der Partikelgrösse" für ***Ablabesmyia monilis*** entzieht sich meinem Verständnis.

Mit den zwei Faktoren "***Potamogeton perfoliatus***" und "$KMnO_4$-Verbrauch pro Sedimenttrockengewicht" konnten 89 % der Varianz von ***Cricotopus sylvestris*** erklärt werden. Das Vorkommen des Laichkrauts scheint für die auf Pflanzen wie im Sediment lebenden Tiere (HIRVENOJA, 1973) günstig zu sein. Der kleine Regressionskoeffizient für "$KMnO_4$-Verbrauch pro Sedimenttrockengewicht" bedeutet, dass dieser Faktor für ***Cricotopus sylvestris*** wahrscheinlich von geringerer Bedeutung ist als ***Potamogeton perfoliatus***. Für die verwandte Art ***Cricotopus bicinctus*** gab die Laichkrautart ***Potamogeton pectinatus*** den grössten Beitrag zur Varianz. Dies mag bedeuten, dass die beiden ***Cricotopus***-Arten nicht an die gleiche ***Potamogeton***-Art gebunden sind. Es ist ein Hinweis auf ökologische Separierung.

Bei ***Psectrocladius limbatellus*** nahm das Verfahren die "Tiefe" und "Entfernung vom Ufer" ins Regressionsmodell auf. Der Regressionskoeffizient der "Entfernung vom Ufer" war positiv, der von "Tiefe" negativ. Dies beruht darauf, dass ***Psectrocladius limbatellus*** mit zunehmender Tiefe seltener war

und wir die Art an Orten gleicher Tiefe in grösserer Entfernung vom Ufer häufiger fanden. Bei den Zuchten war das Ergebnis ähnlich, doch wurden auch die "Standardabweichung der Partikelgrösse" und der "$KMnO_4$-Verbrauch" einbezogen, womit aber bloss 50 % der Varianz erklärt wurde. Es scheint, dass bei ***Psectrocladius limbatellus*** wie bei ***Ablabesmyia monilis*** ausser der Seetiefe die horizontale Dimension "Entfernung vom Ufer" von Bedeutung ist.

Die Verbreitung der als eurybath und eurytop bezeichneten Art ***Microtendipes pedellus*** (REISS, 1968; FITTKAU, 1962) kann im Zürichsee gut mit den Faktoren "Tiefe" und "Entfernung vom Ufer" erklärt werden. Da beide Regressionskoeffizienten negativ sind, lässt sich vermuten, dass die Art im Zürichsee an Stellen mit geringer Tiefe und geringer Entfernung vom Ufer gebunden ist.

Microtendipes chloris scheint vor allem an Stellen mit grosser Partikelgrösse und geringer Entfernung vom Ufer vorzukommen. Im Bodensee sind die Larven reine Sedimentbewohner (REISS, 1968). Ob sich die ins Modell einbezogenen Wasserpflanzen auf die Verbreitung von ***Microtendipes chloris*** auswirken, ist fraglich. Sie stehen hier vermutlich für andere, unbekannte Faktoren mit ähnlicher Verbreitung.

Parachironomus arcuatus scheint auf Wasserpflanzen als Wohnsubstrat angewiesen zu sein (REISS, 1968; BRUNDIN, 1949). Die Resultate der Regressionsanalyse bestätigten die Annahme. Vor allem dürfte die Pflanzenart ***Potamogeton perfoliatus*** von Bedeutung sein.

Allein mit dem Faktor "Tiefe" konnten bei ***Polypedilum bicrenatum*** 86 % der Varianz erklärt werden. Auch die Rechnungen mit den Ergebnissen der Zuchten aus 1.5 m bis 9 m führten zu ähnlichen Ergebnissen.

Die grösste Varianzerklärung ergab sich bei ***Polypedilum quadriguttatum*** mit den Ergebnissen aus 3 m bis 9 m Tiefe, wenn die Faktoren "Holz", "Steine" und "Wasserpflanzen" nicht berücksichtigt wurden. "Tiefe", "$KMnO_4$-Verbrauch pro Trockengewicht" und "Trockengewicht" hatten nach diesem Modell einen negativen, der "$KMnO_4$-Verbrauch" einen positiven Einfluss auf die Abundanz von ***Polypedilum quadriguttatum***. Das Resultat entzieht sich besonders wegen dem gegensätzlichen Verhalten der $KMnO_4$-Verbrauchswerte einem biologischen Verständnis. Wurden alle Umweltfaktoren in die Rechnung einbezogen, erwiesen sich nur "Tiefe" und "Holz" als signifikante Faktoren, die beide einen negativen Einfluss auf die Abundanz von ***Polypedilum quadriguttatum*** ausübten. Dieses Modell erklärte 68 % der Varianz. Wurde mit den Ergebnissen der Zuchten aus 1.5 m bis 9 m gerechnet und wurden alle Umweltfaktoren berücksichtigt, so fanden "Trockengewicht", "Tiefe" und "***Potamogeton perfoliatus***" Eingang ins Modell. Der Koeffizient des Trockengewichts war dann positiv. Der negative Einfluss der "Tiefe" war demzufolge die einzige Uebereinstimmung der drei Regressionsmodelle.

Bei ***Micropsectra contracta*** war der Koeffizient von "Tiefe" als Ausnahme positiv. Dies und die hohe Varianzerklärung sind vermutlich Folgen einer unvollständigen Erfassung der Tiefenverbreitung dieser Art, die wahrscheinlich auch unterhalb von 40 m vorkam.

Cladotanytarsus 1 schien in Sedimenten mit hohem organischen Anteil häufig vorzukommen, wie zum Beispiel in Bendlikon.

Die Faktoren "Holz", "***Potamogeton perfoliatus***", "***Potamogeton pectinatus***" und "Tiefe" schienen für ***Cladotanytarsus 2*** wichtig zu sein. Die zwei Faktoren "***Potamogeton perfoliatus***" und "Holz" besassen positive Koeffizienten. Wir können vermuten, dass dies ein Hinweis auf das Wohnsubstrat dieser

Art ist.

Bei *Cladotanytarsus 3* konnten mit den Faktoren "Tiefe", "*Potamogeton perfoliatus*", "Trockengewicht" und "Entfernung vom Ufer" 98 % der Varianz erklärt werden. Der Faktor "Tiefe" schien am bedeutungsvollsten. Der negative Koeffizient von "*Potamogeton perfoliatus*" lässt vermuten, dass diese Pflanzenart kaum als Wohnsubstrat für *Cladotanytarsus 3* in Frage kommt.

Mit den sechs Faktoren "Tiefe", "*Potamogeton pectinatus*", "$KMnO_4$-Verbrauch", "Standardabweichung der Partikelgrösse", "Trockengewicht" und "*Potamogeton perfoliatus*" konnte bei *Paratanytarsus inopertus* 99.6 % der Varianz erklärt werden. "Tiefe" und "Standardabweichung der Partikelgrösse" waren negativ korreliert, die restlichen Faktoren positiv. Die beiden Faktoren "Tiefe" und "*Potamogeton pectinatus*" schienen am bedeutungsvollsten zu sein. Bei "*Potamogeton perfoliatus*" deutete der standardisierte Koeffizient von 0.12 an, dass der Einfluss dieses Faktors wahrscheinlich gering war.

"Tiefe" und "Standardabweichung der Partikelgrösse" waren mit den Häufigkeiten von *Tanytarsus holochlorus* negativ korreliert. Biologisch kann die Standardabweichung der Partikelgrösse als Mass für die Heterogenität der Umwelt der Larven aufgefasst werden, welche das Nahrungsspektrum dieser Detritus fressenden Tiere beeinflusst. Im Zürichsee waren die Probestellen mit kleiner "Standardabweichung der Partikelgrösse", wie sie nach dem Modell von *Tanytarsus holochlorus* bevorzugt werden, meist auch schlammig. Meine Ergebnisse sind vereinbar mit Literaturangaben, nach denen *Tanytarsus holochlorus* in produktionsreichen Seebuchten häufiger vorkommt (REISS und FITTKAU, 1971). Dies wurde auch durch ein weiteres Regressionsmodell bestätigt, in dem die Faktoren "$KMnO_4$-Verbrauch" und "Tiefe" zusam-

men 83 % der Varianz von *Tanytarsus holochlorus* erklärten. Für diese Rechnung wurden die Erträge aus Emergenzfallen aus 3 m bis 6 m Tiefe verwendet.

Bei *Tanytarsus occultus* konnten 81 % der Varianz mit dem Faktor "$KMnO_4$-Verbrauch" erklärt werden. Der positive Koeffizient deutet darauf hin, dass diese Art an eutrophierten Stellen häufiger war. Dies steht im Gegensatz zu Befunden von BRUNDIN (1949), der diese Art in hochtransparenten oligohumosen Seen Schwedens gefunden hatte.

Die oben erwähnten Ergebnisse, mit denen bei zahlreichen Chironomidenarten die Verbreitung gut durch Umweltfaktoren erklärt werden konnte, liessen vermuten, dass Stellen mit ähnlichen Umweltverhältnissen auch ähnliche Artzusammensetzungen besassen. Um diese Frage überprüfen zu können, wurden Artinventare der verschiedenen Stellen einer Cluster-Analyse und einer Multidimensional Scaling-Analyse unterzogen und mit den besprochenen Ergebnissen der Umweltfaktoren verglichen. Die Multidimensional Scaling-Analyse der Artinventare ergab einen zu hohen "Stress" und wurde nicht weiter berücksichtigt.

Von den Ergebnissen der Clusteranalyse sind in der Abbildung 14 der Uebersichtlichkeit halber nur der Clusterausschnitt mit den Stellen aus 3 m bis 9 m Tiefe abgebildet. Dieser Cluster ist vor allem aus Gruppen zusammengesetzt, die durch Stellen verschiedener Orte mit der gleichen Tiefe gebildet werden, wie zum Beispiel den Artinventaren bei Thalwil und Erlenbach aus 3 m und 6 m Tiefe, oder den Artinventaren bei Zollikon, Erlenbach und Thalwil aus 9 m Tiefe. Dies steht im Gegensatz zu den Befunden mit den Umweltfaktoren, wo bevorzugt Stellen gleicher Orte aus unterschiedlichen Tiefen Gruppen bildeten (Abb. 12, 13). Die Stellen bei Thalwil und Erlenbach aus 3 m und 6 m Tiefe, sowie die Stellen bei Zollikon aus

3 m bis 20 m Tiefe sind Beispiele dafür (Abb. 12). Nur die Stellen aus 20 m und 40 m Tiefe der verschiedenen Orte scheinen in bezug auf die Umweltfaktoren ähnlich zu sein. Diese Befunde werden unter der Annahme verständlich, dass die Verbreitung der Chironomiden hauptsächlich durch den Faktor "Tiefe" bestimmt wurde. Dies wäre eine Bestätigung der Ergebnisse der multiplen Regression, wo dieser Faktor am häufigsten in die Modelle eingebaut wurde. Da der Faktor "Tiefe" aber neben der eigentlichen Wassertiefe wahrscheinlich auch weitere, unbekannte Umweltfaktoren repräsentiert, ist noch kein befriedigendes, kausales Verständnis erreicht.

DER ZUSTAND DES ZUERICHSEES

Im Jahre 1880 besass der Zürichsee noch einen oligotrophen Charakter (ASPER, 1880). 16 Jahre später zeigten sich erste Anzeichen einer Eutrophierung, die sich ab 1900 verstärkten (ZUELLIG, 1982). LUNDBECK (1936) charakterisierte den Zürichsee im Jahre 1928 als sekundär veränderten oligotrophen *Tanytarsus*-See. Seit 1965 sinkt der Eutrophiegrad im Vergleich zu früheren Jahren (OERN, 1980; ZUELLIG, 1982). Die Verbesserung dürfte den Abwasserreinigungsanlagen zu verdanken sein (THOMAS, 1971). Der ursprünglich oligotrophe Zustand ist jedoch noch keineswegs erreicht (ZUELLIG, 1982).

In diesen Zusammenhang sind meine Ergebnisse zu rücken. Das Vorkommen von *Micropsectra contracta*, *Micropsectra coracina*, *Tanytarsus bathophilus* und *Tanytarsus niger* deutet einerseits auf einen oligotrophen Charakter hin (THIENEMANN, 1954; REISS, 1968; SAETHER, 1979); andererseits findet man aber auch zahlreiche Exemplare von *Chironomus anthracinus*, einer Art, die in eher eutrophen Gewässern vorkommt (THIENEMANN, 1954; LUNDBECK, 1936). Auch das Auftreten von *Sergentia coracina* belegt einen mesotrophen bis eutrophen Charakter (THIENEMANN, 1954; BRUNDIN, 1949). *Chironomus plumosus*, ein typischer Bewohner stark eutropher Gewässer, findet man im Zürichsee dagegen nur in geringen Häufigkeiten. Nach dem Schlüssel von SAETHER (1979), bei dessen Anwendung man die Zusammensetzung der profundalen Chironomiden beachten muss, lässt sich der Zürichsee als mesotroph bis leicht eutroph bezeichnen. VICENTINI (im Druck) kam auf Grund seiner Oligochaetenuntersuchungen zum gleichen Ergebnis. Nach limnologischen Kriterien beurteilt, besitzt der heutige Zürichsee mesotrophen Charakter (OERN, 1980).

ZUSAMMENFASSUNG

Im Zürichsee wurde in den Jahren 1980 und 1981 die Chironomidenfauna von 12 Uferstellen untersucht; an vier Uferstellen mit Hilfe von Emergenzfallen aus 3 m bis 40 m Tiefe, an acht Uferstellen durch Züchten der gesammelten Chironomidenlarven aus 1.5 m bis 20 m Tiefe. Der Gesamtertrag von ungefähr 13'600 Chironomidenmännchen wurde in 72 taxonomische Einheiten geordnet. 57 von 68 "Arten" konnten mit einem Artnamen versehen werden. Bei einem Taxon "*Tanytarsus lestagei*-Aggregat" handelt es sich um einen Geschwisterartkomplex. Eine Art, *Virgatanytarsus ansatus*, wurde separat beschrieben.

Die meisten der im Zürichsee vorkommenden Chironomidenarten sind in Mittel- und Nordeuropa verbreitet. *Micropsectra contracta* wurde bisher nur im Alpenraum nachgewiesen. *Virgatanytarsus ansatus* ist noch aus dem südlichen Hohen Atlas bekannt.

Mit den Emergenzfallen wurden bei Bendlikon mehr als doppelt so viele Individuen gefangen als an den drei übrigen Uferstellen. An allen vier Uferstellen wurden je etwa 50 Arten registriert. 35 Arten kamen überall vor. Mit den Zuchten wurden zwischen 28 und 38 Arten pro Uferstelle nachgewiesen.

In den Emergenzfallen wurden rund 60 % aller gesammelten Chironomiden in 3 m Tiefe gefangen. In 6 m Tiefe betrug die Ausbeute 17 % und in 9 m Tiefe waren es noch 5 %.

Die Anzahl Arten verringerte sich ebenfalls mit zunehmender Tiefe: In 3 m wurden in den Emergenzfallen durchschnittlich 40 Arten pro Uferstelle gefunden. In 12 m waren es noch 10 Arten und in 40 m wurde das Minimum

von durchschnittlich 2.75 Arten erreicht.

Bei sechs ausgewählten Chironomidenarten, die unterhalb 20 m Tiefe vorkamen, konnte ausser einer Segregation nach Tiefe eine zeitliche Segregation festgestellt werden.

Mit Hilfe der schrittweisen multiplen linearen Regression konnte bei 15 der 31 untersuchten Arten mehr als 70 % der Varianz durch Umweltfaktoren erklärt werden. Am häufigsten wurde der Faktor "Tiefe" in die Regressionsmodelle einbezogen, gefolgt von "Kaliumpermanganatverbrauch", "Kaliumpermanganatverbrauch pro Sedimenttrockengewicht", "Entfernung vom Ufer" und der Präsenz der Wasserpflanzenarten ***Potamogeton perfoliatus*** und ***Potamogeton pectinatus***. Die Faktoren "durchschnittliche Sedimentpartikelgrösse", "Steine" und "Holz" trugen dagegen wenig zur Varianzerklärung bei.

LITERATURVERZEICHNIS

Die mit einem Stern (*) bezeichneten Arbeiten wurden zum Bestimmen der gesammelten Chironomiden benützt.

Aagaard, K. (1978): The chironomids of lake Malsjoen. A phenological, diversity, and production study. Norw. J. Ent. 25, 21-37.

Asper, G. (1880): Beiträge zur Kenntnis der Tiefenseefauna der Schweizerseen. Zool. Anz. 130-134, 200-207.

Beattie, D. M. (1978): Chironomid populations in the Tjeukemeer. Dissertation Universität Leiden, 150 pp.

Bretschko, G. (1974): The Chironomid Fauna of a High-Mountain Lake (Vorderer Finstertaler See, Tyrol Austria, 2237 m a. s.). Ent. Tidskr. Suppl. 95, 22-33.

*Brundin, L. (1949): Chironomiden und andere Bodentiere der südschwedischen Urgebirgsseen. Inst. Freshwater Research, Drottningholm, Report Nr. 30, 1-914.

*Brundin, L. (1956): Zur Systematik der Orthocladiinae (Dipt., Chironomidae). Inst. Freshwater Research, Drottningholm, Report Nr. 37, 5-185.

Bazzanti, M. & E. Loret (1982): Macrobenthic community structure in a polluted lake: Lake Nemi (Central Italy). Boll. Zool. 49, 79-91.

Brodin, Y. (1982): Palaeoecological studies of the recent development of the Lake Växjösjön. IV. Interpretation of the eutrophication process through the analysis of subfossil chironomids. Arch. Hydrobiol. 93, 313-326.

Carter, C. E. (1977): The recent history of the chironomid fauna of Lough

Neagh, from the analysis of remains in sediment cores. Freshw. Biol. 7, 415-423.

Edwards, R. W. (1958): The effect of larvae of *Chironomus riparius* Meigen on the redoxpotentials of settled activated sludge. Ann. appl. Biol. 46, 457-464.

Eidgenössisches Departement des Innern (1974): Richtlinien für die Untersuchung von Abwässer.

*Fittkau, E.J. (1962): Die Tanypodinae (Diptera, Chironomidae). Die Tribus Anatopyniini, Macropelopiini und Pentaneurini. Abh. Larvalsyst. Insekten 6, 1-453.

*Fittkau, E. J. und J. Lehmann (1970): Revision der Gattung *Microcricotopus* Thien. u. Harn. (Dipt., Chironomidae). Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 55, 391-402.

Gallepp, G. W. (1979): Chironomid influence on phosphorus release in sediment water microcosms. Ecology 60, 547-556.

Hargrave, B. T. (1975): Stability in structure and function of the mud - water interface. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, 1073-1079.

*Hirvenoja, M. (1962a): Zur Kenntnis der Gattung Polypedilum Kieff. (Dipt. Chironomidae). Ann. Ent. fenn. 28, 127-136.

*Hirvenoja, M. (1962b): *Cladotanytarsus*-Arten (Dipt., Chironomidae) aus Finnisch-Lappland. Ann. Ent. fenn. 28, 173-181.

*Hirvenoja, M. (1973): Revision der Gattung *Cricotopus* van der Wulp und ihrer Verwandten (Diptera, Chironomidae). Ann. Zool. fenn. 10, 1-363.

Hofmann, W. (1971): Die postglaziale Entwicklung der Chironomiden- und Chaoborus-Fauna (Dipt.) des Schöhsees. Arch. Hydrobiol. Suppl. 40, 1-74.

Imholz, P. A. (1964): Die Makrofauna einer Uferstelle des unteren Zürich-

seebeckens. Vierteljahrsschr. naturf. Ges. Zürich 109, 25-80.

Kansanen, P. H. and J. Aho (1981): Changes in the macrozoobenthos associations of polluted lake Vanajavesi, southern Finland, over a period of 50 Years. Ann. Zool. fenn. 18, 73-101.

*Kalugina, N. S. (1961): Taxonomy and development of ***Endochironomus albipennis*** Mg., ***E. tendens*** F. and ***E. impar*** Walk. (Diptera, Tendipedidae). Ent. Rev. 40, 514-526.

Kouwets, F. A. G. and C. Davies (1984): The occurrence of chironomid imagines in an area near Utrecht (the Netherlands), and their relations to watermite larvae. Arch. Hydrobiol. 99, 296-317.

Kugler, J. and H. Chen (1968): The distribution of chironomid larvae in lake Tiberias (Kinneret) and their occurrence in the food of fish of the lake. Isreal J. Zool. 17, 97-115.

*Langton, P.H. (1980): The Genus ***Psectrocladius*** Kieffer (Diptera: Chironomidae) in Britain. Entomologist's Gaz. 31, 75-88.

*Lehmann, J. (1970): Revision der europäischen Arten der Gattung ***Parachironomus*** Lenz (Diptera, Chironomidae). Hydrobiologia 36, 129-158.

*Lindeberg, B. (1967): Sibling species delimitation in the ***Tanytarsus lestagei*** aggregate (Diptera, Chironomidae). Ann. Zool. fenn. 4, 45-86.

Lindegard, C. (1979): The invertebrate fauna of Lake Myvatn, Iceland. Oikos 31, 151-161.

Lundbeck, J. (1936): Untersuchungen über die Bodenbesiedelung der Alpenrandseen. Arch. Hydrobiol. Suppl. 10, 208-358.

Mothes, G. (1966): Die makroskopische Bodenfauna des oligotrophen Stechlinsees im Vergleich zu eutrophen Nachbarseen. Verh. Int. Ver. Limnol. 16, 258-162

Mundie, J. H. (1957): The ecology of Chironomidae in storage reservoirs. Trans. R. ent. Soc. Lond. 109, 149-233.

Oern, C. G. (1980): Die Sauerstoffverhältnisse im Zürichsee (Untersee) von 1937 bis 1975 und ihre Beeinflussung durch meteorologische Faktoren. Vierteljahrsschr. naturf. Ges. Zürich 125, 259-363.

*Pinder, L. C. V. (1978): A key to adult males of British Chironomidae. Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 37.

Raddum, G. G. and O. A. Saether (1981): Chironomidcommunities in Norwegian lakes with different degrees of acidification. Verh. Int. Ver. Limnol. 21, 399-405.

*Reiss, F. (1965): *Micropsectra praecox* Meig. und *Micropsectra contracta* n. sp. (Diptera: Chironomidae). Arch. Hydrobiol. 61, 228-241.

*Reiss, F. (1965): *Paratanytarsus dimorphis* n. sp., eine saisondimorphe Chironomide (Diptera: Chironomidae). Arch. Hydrobiol. 61, 116-126.

*Reiss, F. (1968a): Oekologische und systematische Untersuchungen an Chironomiden (Diptera) des Bodensees. Arch. Hydrobiol. 64, 175-246.

Reiss, F. (1968b): Verbreitung lakustrischer Chironomiden (Diptera) des Alpengebietes. Ann. Zool. fenn. 5, 119-125.

*Reiss, F. und E. J. Fittkau (1971): Taxonomie und Oekologie europäisch verbreiteter *Tanytarsus*-Arten (Chironomidae, Diptera). Arch. Hydrobiol. 40, 75-200.

*Reiss, F. and L. Säwedal (1971): Keys to males and pupae of the palaearctic (excl. Japan) *Paratanytarsus* Thienemann & Bause, 1913, n. comp., with description of three new species (Diptera: Chironomidae). Ent. scand. Suppl. 15, 73-104.

Reiss, F. und M. Schürch (1984): *Virgatanytarsus ansatus* n. sp. aus Mitteleuropa und Nordafrika. Spixiana 7, 319-322.

Saether, O.A. (1979): Chironomid communities as water quality indicators. Holarct. Ecol. 2, 65-74.

Särkkä, J. (1979): The zoobenthos of Lake Päijänne and its relations to

some environmental factors. Acta Zool. fenn. 160, 1-46.

*Säwedal, L. (1976): Revision of the ***notescens***-group of the genus ***Micropsectra*** Kieffer, 1909 (Diptera: Chironomidae). Ent. scand. 7, 109-144.

Schlott, G. (1976): Die Chironomiden des Piburger Sees. Dissertation Universität Innsbruck, 86 pp.

Schürch, M. und J. E. Walter (1978): Ueber die Diäten von Egeln (Hirudinea) und Plattwürmern (Turbellaria: Tricladida). Arch. Hydrobiol. 83, 272-276.

Serra-Tosio, B. and C. Gay (1978): Les Diptères Chironomide et Chaoborides du lac de Petichet (Isère). Trav. lab. Hydrobiol. 69-70, 97-105.

*Shilova, A. I. (1966): On the taxonomy of ***Cryptochironomus*** ex. gr. defectus Kieff. (Diptera: Chironomidae). Trudy Inst. Biol. Vnutrennich Vod, Bylnsk 12, 213-238.

Sokal, R.R. and Sneath, P.H.A. (1963):Principles of Numerical Taxonomy. H.H. Freemann, San Francisco, 359 pp.

*Strenzke, K. (1959): Revision der Gattung Chironomus Meig. Arch. Hydrobiol. 56, 1-42.

Thienemann, A. (1926): Das leben im Süsswasser. Eine Einführung in die biologischen Probleme der Limnologie. Jedermanns Bücherei, Breslau.

Thienemann, A. (1954): ***Chironomus***. Leben, Verbreitung und wirtschaftliche Bedeutung der Chironomiden. Binnengewässer 20, 834 pp.

Thomas, E. A. (1971): Oligotrophierung des Zürichsees. Vierteljahrsschr. Naturf. Ges. Zürich 116, 165-179.

Timms, B. V. (1982): A study of the benthic communities of twenty lakes in the South Island, New Zealand. Freshw. Biol. 12, 123-138.

Timms, B. V. (1983): Benthic macroinvertebrates of seven lakes near Cass Caterbury high country, New Zealand. New Zeal. J. Mar.

Freshw. Res. 17, 37-49.

Vicentini, H. (im Druck): Zur Faunistik und Oekologie von Oligochaeten im Zürichsee. Dissertation Universität Zürich.

Wiederholm, T. (1981): Associations of lake-living Chironomidae. A cluster analysis of Brundin's and recent data from Swedish lakes. Schweiz. Z. Hydrol. 41, 140-150.

Züllig, H. (1982): Untersuchungen über die Stratigraphie von Carotinoiden im geschichteten Sediment von 10 Schweizer Seen zur Erkundung früherer Phytoplankton-Entfaltungen. Schweiz. Z. Hydrol. 44/1.

Abb. 1: Lage der Sammelstellen im Zürichsee. Dreiecke geben an, wo Emergenzfallen ausgesetzt waren, Kreise, wo Sediment für die Zuchten geschöpft wurde.

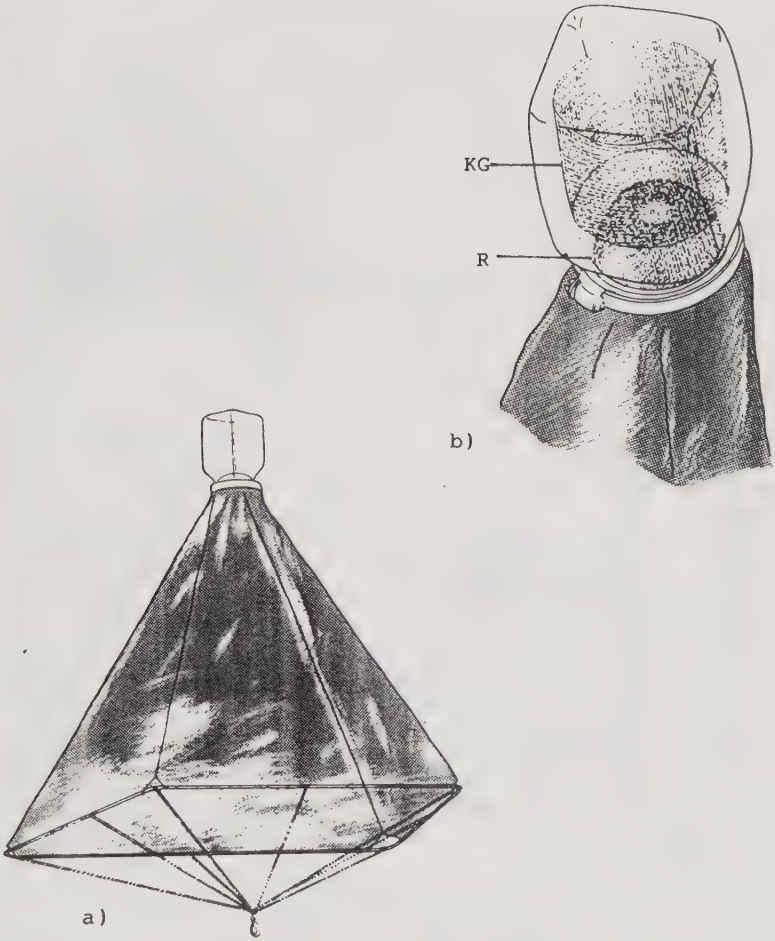

Abb. 2: a) Emergenzfalle. Die Seitenlänge betrug ungefähr 70 cm. b) Detailansicht des Auffanggefässes. KG = Kunststoffgeflecht, R = Reuse.

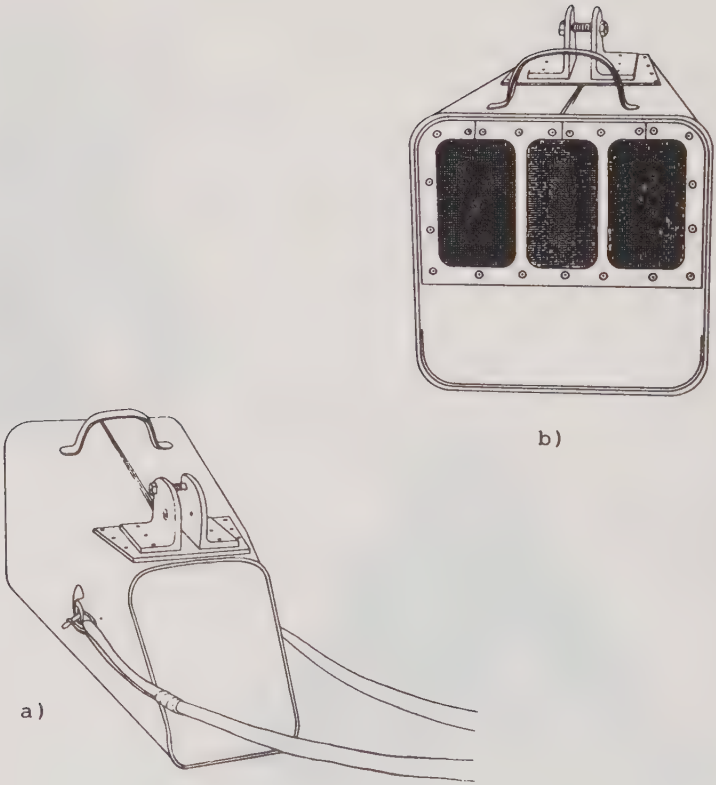

Abb. 3: Sedimentschaufelgerät, a) Vorderansicht, b) Ansicht von hinten. An der Schraube auf der Oberseite des Geräts war eine 4.5 m lange Aluminiumstange befestigt, mit der das Gerät ins Sediment gedrückt werden konnte.

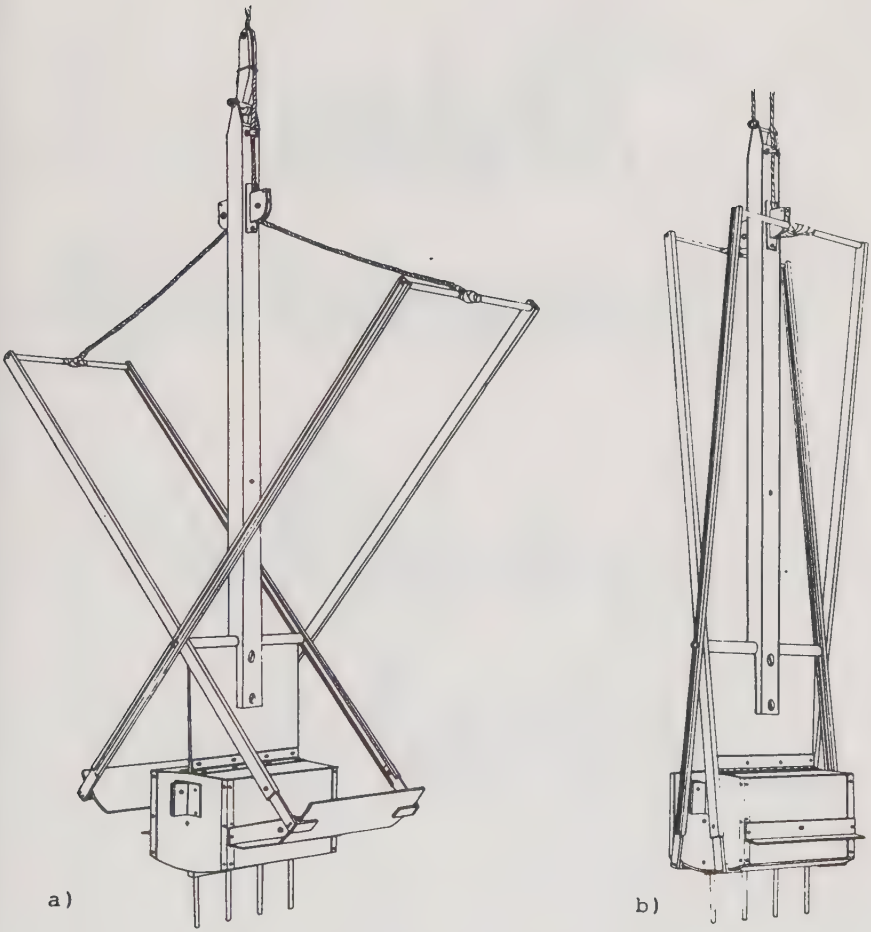

Abb. 4: Sedimentgreifer, a) geöffnet, b) geschlossen. Die Oeffnung des Gerätes betrug 17 x 22 cm.

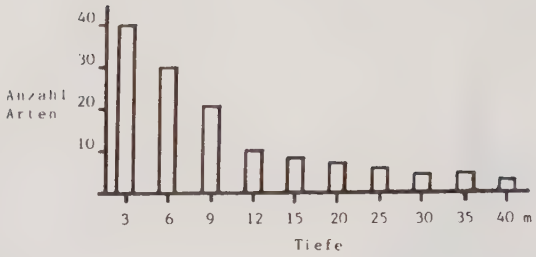

Abb. 5: Durchschnittliche Anzahl Arten pro Uferstelle in Abhängigkeit von der Tiefe in den Emergenzfallen.

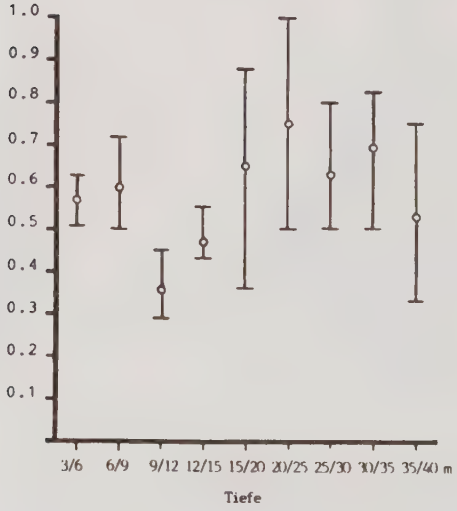

Abb. 6: Aehnlichkeiten der Artinventare je zwei benachbarter Tiefen in den Emergenzfallen. Ordinate: Jaccard-Index. Aufgetragen sind Durchschnitte sowie Minimal- und Maximalwerte.

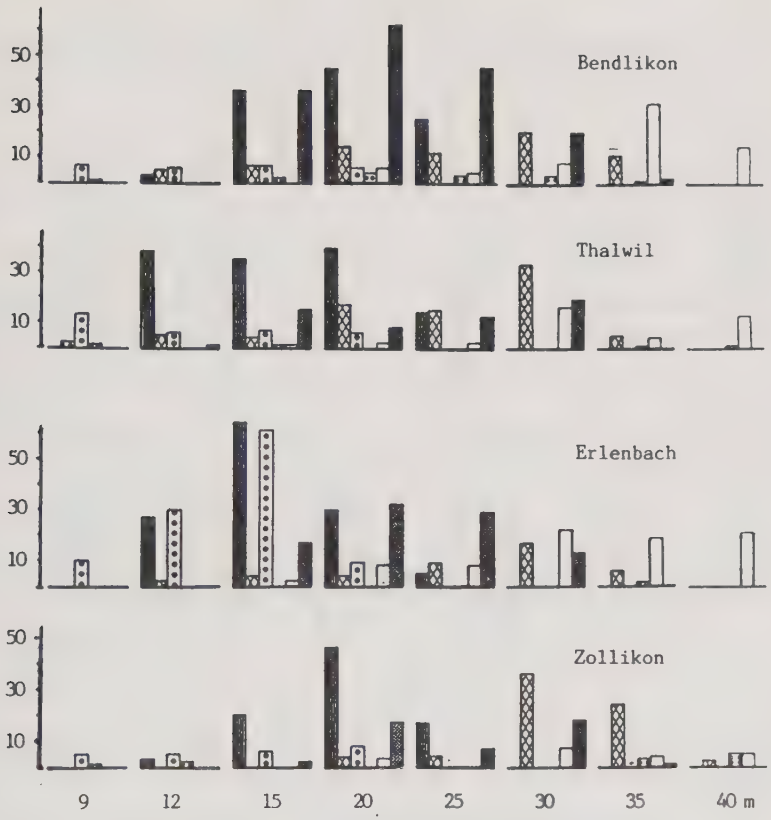

Abb. 7: Tiefenverbreitung der sechs Chironomidenarten *Chironomus anthracinus* (längsschraffiert), *Micropsectra contracta* (weiss), *Micropsectra coracina* (kleine Kreise), *Sergentia coracina* (doppelt schräg schraffiert), *Tanytarsus bathophilus* (grob punktiert) und *Tanytarsus niger* (fein punktiert) in den Emergenzfallen. Ordinate: Anzahl Männchen in den Emergenzfallen.

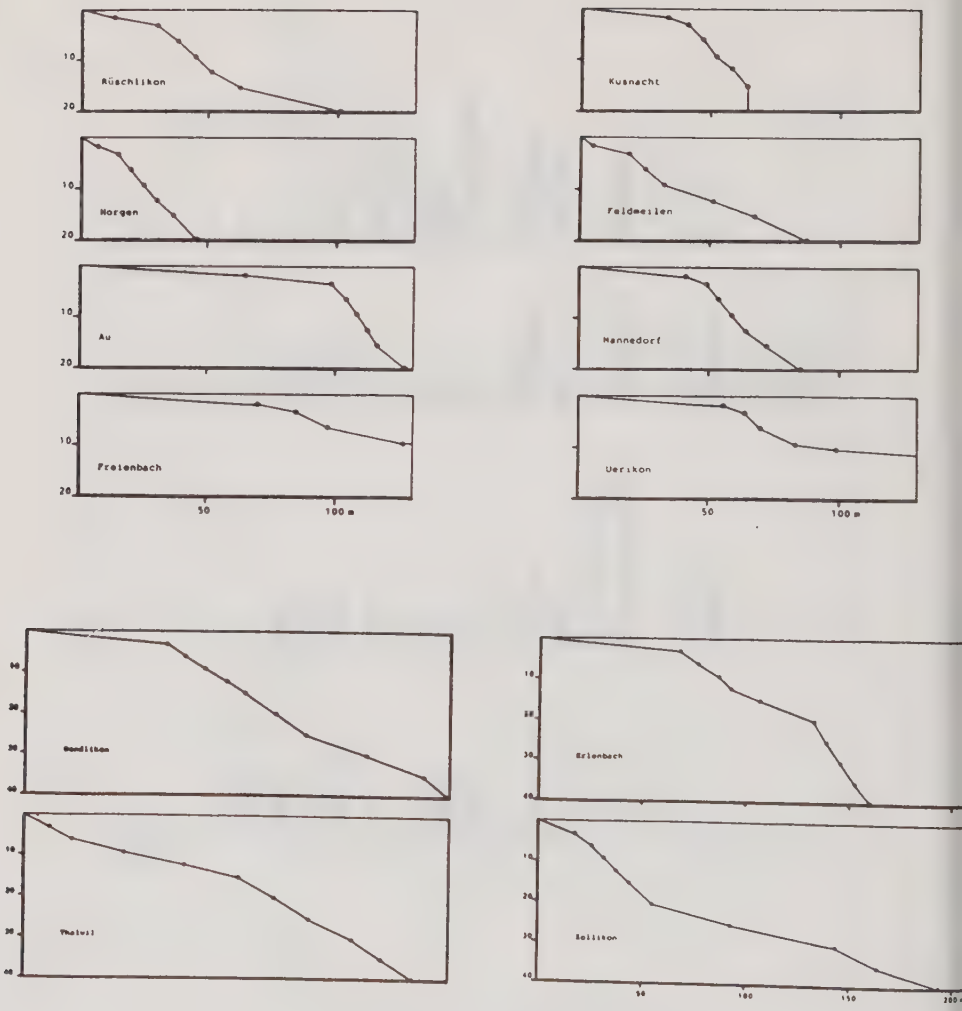

Abb. 8: Uferprofile an den 12 Sammelstellen.

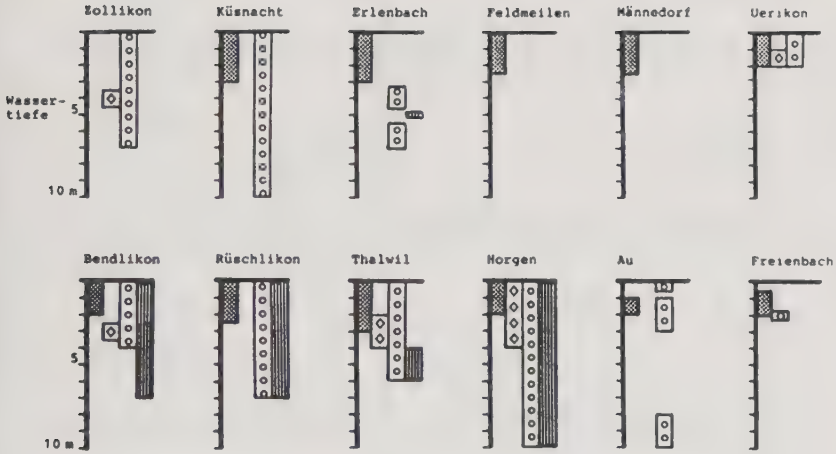

Abb. 9: Grobcharakterisierung der 12 untersuchten Uferstellen. In der Abbildung ist das Vorkommen der Wasserpflanzen Potamogeton pectinatus (punktiert) und Potamogeton perfoliatus (Vierecke) sowie von Steinen (Kreise) und Holz (längsschraffiert) aufgezeichnet.

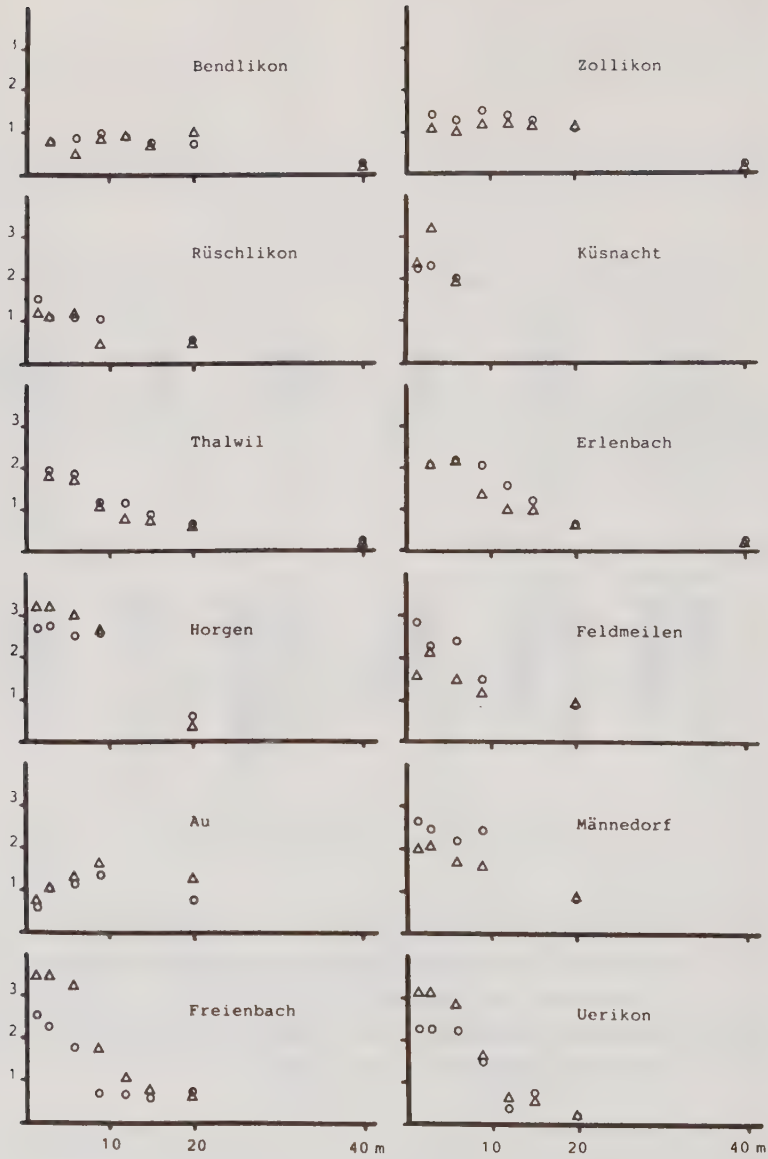

Abb. 10: Durchschnittliches Sedimenttrockengewicht (Kreise) und durchschnittliche Partikelgrösse (Dreiecke) von 0.5 ml Sediment der verschiedenen Tiefen je Untersuchungsort. Beim Sedimenttrockengewicht entspricht eine Einheit 200 mg, bei der Partikelgrösse 118 µm.

Abb. 11: Durchschnittlicher $KMnO_4$-Verbrauch (Kreise) und Standardabweichung der Partikelgrösse (Vierecke) von 0.5 ml Sediment aus den verschiedenen Tiefen je Untersuchungort. Beim $KMnO_4$-Verbrauch entspricht eine Einheit 6.32 mg $KMnO_4$, bei der Standardabweichung 118 µm.

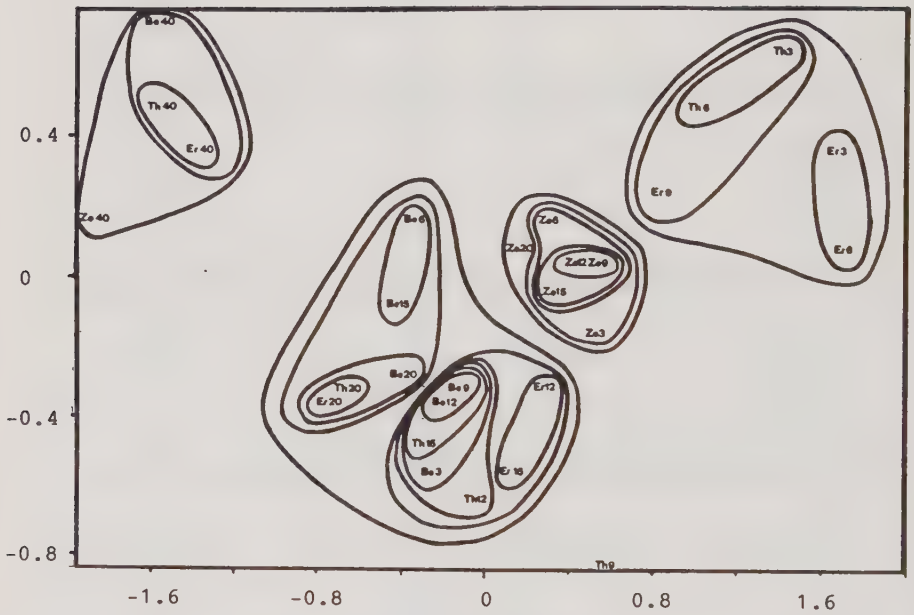

Abb. 12: Vergleich der verschiedenen Tiefen nach Umweltfaktoren bei Bendlikon (Be), Erlenbach (Er), Thalwil (Th) und Zollikon (Zo), wo mit Emergenzfallen gesammelt wurde. Die Zahl neben dem Ortssymbol gibt die Tiefe an. Die Darstellung stammt vom Multidimensional Scaling. Die Ergebnisse der Clusteranalyse sind von Hand als Höhenlinien eingetragen. Stress 0.063. Die Umweltfaktoren "Holz", "Steine" und "Wasserpflanzen" wurden nicht berücksichtigt.

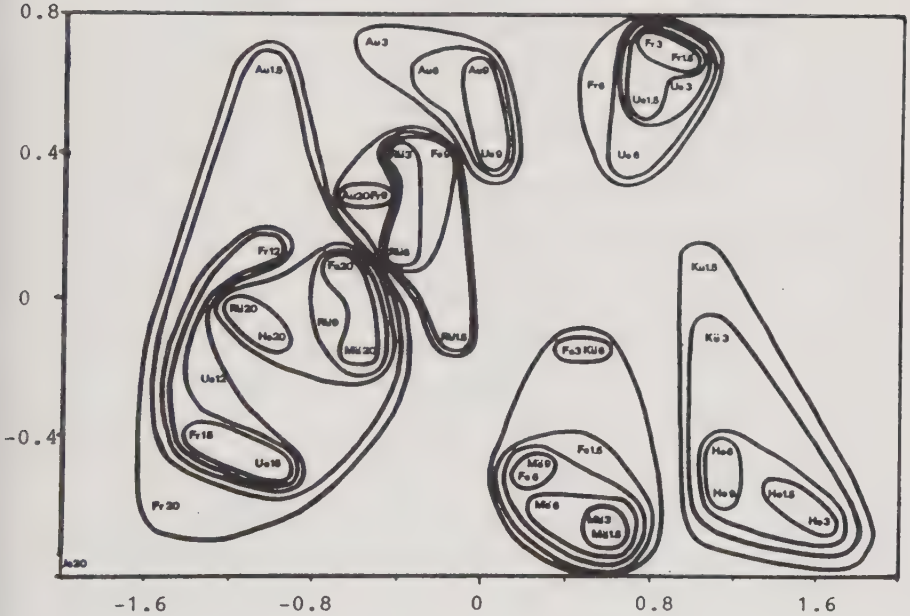

Abb. 13: Vergleich der verschiedenen Tiefen nach Umweltfaktoren bei den "Zuchtorten" Rüschlikon (Rü), Horgen (Ho), Au, Freienbach (Fr), Uerikon (Ue), Männedorf (Mä), Feldmeilen (Fe) und Küsnacht (Kü). Die Zahl neben dem Ortssymbol gibt die Tiefe an. Die Darstellung stammt vom Multidimensional Scaling. Die Ergebnisse der Clusteranalyse sind von Hand als Höhenlinien eingetragen. Stress 0.077. Die Umweltfaktoren "Holz", "Steine" und "Wasserpflanzen" wurden nicht berücksichtigt.

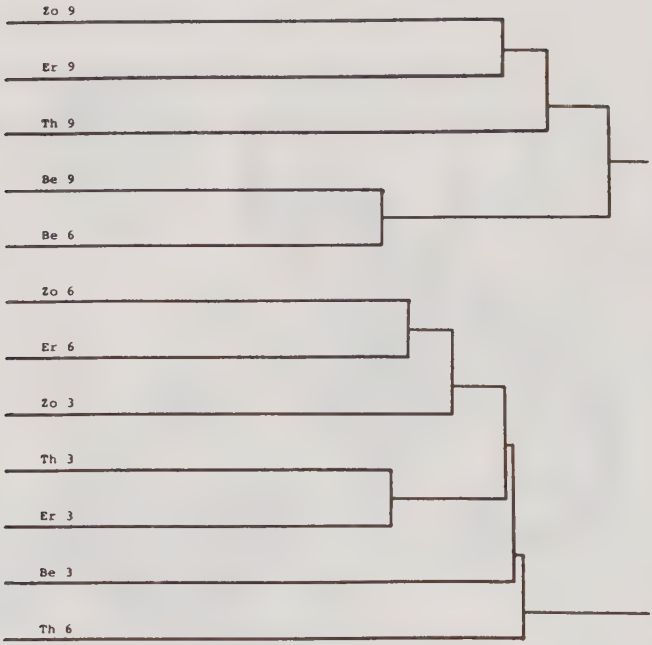

Abb. 14: Clusteranalyse der Artinventare in den Emergenzfallen von Bendlikon (Be), Thalwil (Th), Erlenbach (Er) und Zollikon (Zo) aus 3 m bis 9 m Tiefe.

Tab. 1: Koordinaten der Sammelorte im Zürichsee (Landeskarten der Schweiz, 1:25'000).

Bendlikon	683830 / 242590
Rüschlikon	684850 / 239750
Thalwil	685880 / 238300
Horgen	688450 / 234820
Au	692125 / 233375
Freienbach	699225 / 229250
Zollikon	685250 / 244000
Küsnacht	686600 / 240400
Erlenbach	687000 / 240000
Feldmeilen	690200 / 236250
Männedorf	694225 / 234650
Uerikon	700125 / 232300

Tab. 2: Fangergebnisse aus den Emergenzfallen und den Zuchten in den Jahren 1980 und 1981, getrennt nach Uferstelle. Be=Bendlikon, Er=Erlenbach, Th=Thalwil, Zo=Zollikon, Fe=Feldmeilen, Fr=Freienbach, Ho=Horgen, Kü=Küsnacht, Mä=Männedorf, Rü=Rüschlikon, Ue=Uerikon.

	Erträge aus Emergenzfallen					Erträge aus Zuchten								
	Be	Er	Th	Zo	total	Au	Fe	Fr	Ho	Ku	Ma	Rü	Ue	total
Prodiamesinae														
Prodiamesa olivacea (Meigen)													1	1
Tanypodinae														
Ablabesmyia monilis (L.)		38	74	79	191	45	33	19	67	19	27	11	37	258
Procladius choreus-Gruppe	85	76	137	76	374	91	63	28	17	28	37	70	16	350
Procladius signatus-Gruppe	200	33	95	76	404	4	4	7	1		1	9	5	31
Procladius (Psilotanypus) spec.	12	1	6		19	4	2	22	2		1	4	26	61
Orthocladiinae														
Corynoneura edwardsi Brundin	2	1			3									
Cricotopus albiforceps (Kieff.)			1	1	2				1					1
Cricotopus bicinctus Meig.	1	11	157	16	185				1	2	1	3	4	11
Cricotopus intersectus (Staeg.)	5	2	1	1	9									
Cricotopus obnixus Walk.	1				1									
Cricotopus sylvestris Fabr.	18	16	238	2	274	1	10			2	2	5	7	27
Cricotopus triannulatus Goetgh.	3	5	13		21									
Nanocladius bicolor (Zett.)														
Orthocladius s.str. spec. 1		3	4	1	8									
Orthocladius s.str. spec. 2				1	1									
Orthocladius spec. 3									1					1
Orthocladius (Euorthocladius) spec.			2		2									
Paratrichocladius spec.	1				1									
Psectrocladius limbatellus (Holm.)	49	61	9	6	125	15	5	8	1	7	36	13	10	95
Synorthocladius semivirens Kieffer		1	10	6	17									
Chironominae														
Chironomini:														
Chironomus anthracinus Zetterstedt	107	126	126	86	445	9	10	1	10		12	19		61
Chironomus cingulatus? Meigen	2	4	30	4	40		11		40	26	11	27		115
Chironomus plumosus (L.)	28	21	45	31	125	7	14	2		5	3	6		37
Cryptochironomus psittacinus (Meig.)	6	10	3	12	31	1	4			1	4	5	5	20
Cryptochironomus-Gruppe	24	36	30	22	112	10	12	8	10	21	17	6	7	91
Cladopelma virescens (Meigen)			2		2			1						1
Cladopelma viridula (L.)	15		16	5	36							1	1	2
Demicryptochironomus vulneratus(Z)	3	4	4	1	12	1	3		1	2	12	3		22
Dicrotendipes lobiger (Kieffer)	18	27	17	29	91	1	2	1	2	3	15	5	4	33
Dicrotendipes nervosus (Staeger)	14	11	6	15	46		9		6	11	5	5	5	41
Dicrotendipes pulsus (Walker)	6			1	7									
Endochironomus albipennis (Meigen)	316	102	20	22	460	1	1		2	4	1		2	11
Glyptotendipes gripekoveni (Kieffer)	3		2		5									
Glyptotendipes paripes (Edwards)	1				1									
Harnischia curtilammellata (Malloch)	1		3		4			1				1	1	3
Microchironomus tener (Kieffer)	3	2			5	6	1	2			1	1	1	12
Microtendipes chloris (Meigen)	17	32	11	43	103					1		1		2
Microtendipes pedellus (Degeer)	29	29	60	92	210	5	48	2	55	34	20	45	19	228
Parachironomus arcuatus Goetghebuer	14	3	21	4	42		2			2	2	1	3	10
Parachironomus tenuicaudatus (Malloch)	6	8	2	3	19							2		2
Parachironomus vitiosus Goetghuebuer	1	1	4	1	7									
Paracladopelma laminata Kieffer														
Paralauterborniella nigrohalteralis			3	6	9					1				1
Paratendipes albimanus (Meigen)	2	38	14	47	101	1	16		26	25	2	4	4	78
Polypedilum bicrenatum Kieffer	52	63	33	38	186	16	33	33	2	30	87	26	5	232
Polypedilum nubeculosum (Meigen)	7	5	7	2	21	4	3	1			1	2		11
Polypedilum quadriguttatum Kieffer		8	10	15	33	1	26	4	40	55	5	5	8	144
Pseudochironomus prasinatus (Staeger)		1			1				8	2	2			12
Sergentia coracina (Zetterstedt)	71	41	81	70	263							1		1
Stictochironomus pictulus (Meigen)		1			1			3	8	3			12	26
Tanytarsini:														
Cladotanytarsus spec. 1	102	1	1	11	115	18	2	27		8			5	60
Cladotanytarsus spec. 2	779	5	35	78	897	51	26	26	1	1	58	27	15	205
Cladotanytarsus spec. 3	86	273	100	144	603	4	8	16	13	37	43	49	29	199
Cladotanytarsus spec. 4	1609	73	7	48	1737	1		5	2		1	6	6	21
Micropsectra atrofasciata Kieffer													1	1
Micropsectra coracina (Kieffer)	16	2	7	12	37									
Micropsectra contracta Reiss	72	80	38	19	209									
Paratanytarsus dimorphis (Reiss)	3	4	2		9	2	1	1		1			1	6
Paratanytarsus inopertus (Walker)	63	90	148	62	363					7	3	1		11
Stempellina bausei (Kieffer)								1					1	2
Stempellinella minor Edw.								5					1	6
Tanytarsus bathophilus Kieffer	42	125	33	26	226	9	18	9	6	6	4	7	15	74
Tanytarsus brundini Lindeberg	1	1		1	3									
Tanytarsus ejuncidus Walk.										1				1
Tanytarsus holochlorus Edw.	23	8	11	17	59	2	10	5	1	1	10	11	1	41
Tanytarsus lestagei-Aggr.	312	131	286	402	1131	18	39	3	18	12	16	30	21	157
Tanytarsus niger Anders.	165	91	55	45	356	2	2	5	1		3	2	1	16
Tanytarsus occultus Brund.	51	2		4	57		1	1	1	2		7		12
Tanytarsus pallidicornis Walk.			2		2		2		2			1		5
Tanytarsus usmaensis Pag.		1		12	13		6		1	5	2	1	2	17
Tanytarsus veralli Goetgh.		1			1					1				1
Virgatanytarsus ansatus Reiss & Schürch	2		1		3			?	1					1

Tab. 3: Vergleich der Sammelergebnisse in den Emergenzfallen bei Bendlikon, Thalwil, Erlenbach und Zollikon. In Klammern sind die Ergebnisse einer zusätzlichen Sammeltätigkeit bei Bendlikon angegeben.

	Bendlikon	Thalwil	Erlenbach	Zollikon	total
Arten 1980	49	47	45	40	62
Arten 1981	29	29	31	35	48
1981 neu aufgetretene Arten	1	4	5	7	2
Arten 1980/81	50(+1)	51	50	47	64(65)
Individuen 1980	3834(375)	1616	1290	1247	7987
Individuen 1981	615	407	419	448	1889
Expositionsdauer der Fallen 1980 (Tage)	75(39)	77	81	71	304
Expositionsdauer der Fallen 1981 (Tage)	38	46	43	35	162
Diversitätsindex (H') vom Gesamtertrag 1980/81	1.05	1.35	1.35	1.32	1.35
Equitabilität	0.6	0.8	0.8	0.8	0.74

Tab. 4: Die Artenzahl im Zürichsee verglichen mit anderen Seen.

See	Anzahl Chironomidenarten	Seefläche in km^2	grösste Tiefe in Meter	Land	Autor
Rotoiti-See	8	9.2	82	Neuseeland	TIMMS (1982)
Vord. Finstertaler see	11	0.16	29	Oesterreich	BRETSCHKO (1974)
Tjeukemeer-See	14	21	2	Niederlande	BEATTIE (1978)
Piburger See	23	0.13	25	Oesterreich	SCHLOTT (1976)
Lac de Petichet	27	0.86	19	Frankreich	SERRA-TOSIO et al. (1978)
Zürichsee	72	65	136	Schweiz	vorliegende Arbeit
Lake Målsjøen	76	0.25	13	Norwegen	AAGAARD (1978)
Grosser Plönersee	86	30	61	Deutschland	THIENEMANN (1954)
Innaren	140	16	19	Schweden	BRUNDIN (1949)
Bodensee	168	540	252	Deutschland	REISS (1968)

Tab. 5: Aehnlichkeiten (Jaccard-Index) in der Chironomidenfauna zwischen je zwei Uferstellen, an denen mit Emergenzfallen gesammelt wurde. Die Ergebnisse der 10 Tiefen wurden pro Uferstelle aufsummiert. Bendlikon = Be, Thalwil = Th, Erlenbach = Er und Zollikon = Zo.

	Be	Er	Th
Er	0.72		
Th	0.71	0.71	
Zo	0.67	0.76	0.75

Tab. 6: Aehnlichkeiten (Jaccard-Index) in der Chironomidenfauna zwischen je zwei Zuchterträgen von: Au, Feldmeilen (Fe), Freienbach (Fr), Horgen (Ho), Männedorf (Mä), Rüschlikon (Rü) und Uerikon (Ue). Die Ergebnisse aus den 5 Tiefen wurden pro Uferstelle aufsummiert.

	Au	Fe	Fr	Ho	Mä	Rü
Fe	0.79					
Fr	0.68	0.59				
Ho	0.54	0.63	0.49			
Mä	0.74	0.78	0.51	0.67		
Rü	0.61	0.73	0.52	0.59	0.77	
Ue	0.62	0.62	0.60	0.52	0.62	0.59

Tab. 7: Vergleich der Erträge aus den Zuchten. Rü = Rüschlikon, Ho = Horgen, Fr = Freienbach, Ue = Uerikon, Mä = Männedorf, Fe = Feldmeilen, Kü = Küsnacht.

	Rü	Ho	Au	Fr	Ue	Mä	Fe	Kü	total
Arten 1980/81	38	32	28	29	35	33	33	34	54
Individuen 1980/81	423	348	330	247	282	445	427	366	2'868
Arten 1980/81 inklusiv zusätzliche Sammeltätigkeit 1981				36	40				
Individuen 1980/81 inklusiv zusätzliche Sammeltätigkeit 1981				583	491				
Diversitätsindex H'	1.30	1.16	1.10	1.25	1.35	1.22	1.30	1.27	1.37
Equitability	0.8	0.8	0.7	0.8	0.9	0.8	0.8	0.8	0.8

Tab. 8: Tiefenverbreitung. Die Werte der Emergenzfallenerträge stellen Ertragssummen der Uferstellen Bendlikon, Thalwil, Erlenbach und Zollikon dar, die Werte der Zuchterträge Ertragssummen der Uferstellen Rüschlikon, Horgen, Au, Freienbach, Uerikon, Männedorf, Feldmeilen und Küsnacht.

	Erträge aus Emergenzfallen											Erträge aus Zuchten					
	3	6	9	12	15	20	25	30	35	40	total	1.5	3	6	9	20	total
Prodiamesinae																	
Prodiamesa olivacea (Meigen)													1				1
Tanypodinae																	
Ablabesmyia monilis (L.)	73	83	29	5		1					191	24	23	126	85		258
Procladius choreus-Gruppe	160	116	64	23	3	3	4		1		374	70	60	132	78	10	350
Procladius signatus-Gruppe	39	57	57	35	39	50	63	34	20	10	404	1	1	5	14	10	31
Procladius (Psilotanypus) spec.	13	2	3	1							19	1	1	28	30	1	61
Orthocladiinae																	
Corynoneura edwardsi Brundin	3										3						
Cricotopus albiforceps (Kieff.)	1	1									2	1					1
Cricotopus bicinctus Meig.	177	8									185	11					11
Cricotopus intersectus (Staeg.)	9										9						
Cricotopus obnixus Walk.	1										1						
Cricotopus sylvestris Fabr.	273	1									274	24	3				27
Cricotopus triannulatus Goetgh.	21										21						
Nanocladius bicolor (Zett.)																	
Orthocladius s.str. spec. 1	8										8						
Orthocladius s.str. spec. 2	1										1						
Orthocladius spec. 3														1			1
Orthocladius (Euorthocladius) sp.	2										2						
Paratrichocladius spec.	1										1						
Psectrocladius limbatellus (Holm.)	104	20	1								125	31	27	35	2		95
Synorthocladius semivirens Kieffer	17										17						
Chironominae																	
Chironomini:																	
Chironomus anthracinus Zett.				71	155	159	60				445		1			60	61
Chironomus cingulatus? Meigen	25	13	2								40	39	37	34	5		115
Chironomus plumosus (L.)	37	45	32	11							125	17	13	3	2	2	37
Cryptochironomus psittacinus	5	18	8								31	8	1	5	6		20
Cryptochironomus-Gruppe	69	33	10								112	26	31	28	6		91
Cladopelma virescens (Meigen)			2								2				1		1
Cladopelma viridula (L.)	3	14	15	4							36		1		1		2
Demicryptochironomus vulneratus	4	6	2								12	4	7	9	2		22
Dicrotendipes lobiger (Kieffer)	72	19									91	16	4	11	2		33
Dicrotendipes nervosus (Staeger)	38	8									46	24	11	6			41
Dicrotendipes pulsus (Walker)	7										7						
Endochironomus albipennis (Mg.)	446	13	1								460	6	3	2			11
Glyptotendipes gripekoveni(Kieff)	4	1									5						
Glyptotendipes paripes (Edwards)	1										1						
Harnischia curtilammellata (Mall)		2	2								4		1	1	1		3
Microchironomus tener (Kieffer)	1	2	2								5		4	8			12
Microtendipes chloris (Meigen)	24	43	23	7	6						103	1		1			2
Microtendipes pedellus (Degeer)	148	47	15								210	63	51	100	14		228
Parachironomus arcuatus Goetgh.	35	6	1								42	6	2	2			10
Parachironomus tenuicaudatus(M)	18	1									19		2				2
Parachironomus vitiosus Goetgh.	6	1									7						
Paracladopelma laminata Kieffer																	
Paralauterborniella nigrohalteralis	6		2	1							9	1					1
Paratendipes albimanus (Meigen)	10	21	18	36	16						101	38	13	22	4	1	78
Polypedilum bicrenatum Kieffer	123	57	6								186	78	95	58	1		232
Polypedilum nubeculosum (Meig)	12	2	6	1							21	1	4	3	3		11
Polypedilum quadriguttatum (K)	27	5	1								33	86	41	17			144
Pseudochironomus prasinatus (St)	1										1	3	3	6			12
Sergentia coracina (Zetterstedt)			2	12	15	40	41	106	45	2	263					1	1
Stictochironomus pictulus (Meigen)	1										1	9	16		1		26
Tanytarsini:																	
Cladotanytarsus spec. 1	94	20	1								115		11	47	2		60
Cladotanytarsus spec. 2	763	118	15		1						897	58	64	74	9		205
Cladotanytarsus spec. 3	411	175	17								603	54	57	85	2	1	199
Cladotanytarsus spec. 4	1536	187	14								1737	5	4	9	3		21
Micropsectra atrofasciata (Kieffer)														1			1
Micropsectra coracina(Kief)	1	3	3	2	3	4	3	5	7	6	37						
Micropsectra contracta Reiss					3	22	16	57	59	52	209						
Paratanytarsus dimorphis (Reiss)	6	3									9	2	3	1			6
Paratanytarsus inopertus (Walk)	358	4	1								363	8	3				11
Stempellina bausei (Kieffer)												1		1			2
Stempellinella minor Edw.														1	5		6
Tanytarsus bathophilus Kieffer	8	16	29	57	86	29	1				226	4	22	44	1	3	74
Tanytarsus brundini Lindeberg	1	2									3						
Tanytarsus ejuncidus Walk.														1			1
Tanytarsus holochlorus Edw.	38	18	3								59	18	11	11	1		41
Tanytarsus lestagei-Aggr.	499	442	143	45	2						1131	24	42	73	16	2	157
Tanytarsus niger Anders.				1	70	119	93	70	3		356		1		2	13	16
Tanytarsus occultus Brund.	50	7									57	4	2	4	2		12
Tanytarsus pallidicornis Walk.	2										2	3	1	1			5
Tanytarsus usmaensis Pag.	10	2	1								13	9	2	5	1		17
Tanytarsus verallı Goetgh.		1									1	1					1
Virgatanytarsus ansatus Reiss & Schürch	3										3	? 1					1

Tab. 9: Vergleich der Arten- und Individuenzahl aus Zuchten im Jahresverlauf, gesamthaft für Rüschlikon, Horgen, Au, Freienbach, Uerikon, Männedorf, Feldmeilen und Küsnacht aus 1.5 m, 3 m und 6 m Tiefe, im Jahre 1980.

Sammel-perioden 1980	Arten	Männchen
April	25	284
Mai	26	267
Juni	29	426
Juli	35	556
August	36	319
September	30	230
Oktober	17	72

Tab. 10: Vergleich der Arten- und Individuenzahl aus Emergenzfallen im Jahresverlauf, gesamthaft für die Uferstellen bei Bendlikon, Thalwil, Erlenbach und Zollikon aus 3 m bis 40 m Tiefe.

Sammelperioden	Arten	durchschnittliche Anzahl Chironomidenmännchen pro Falle und Expositionstag
1980		
Mai	22	116
Juni	40	21
Juli	51	43
August	45	21
September	46	28
Oktober	29	3
1981		
April	12	9
Mai	28	17
Juni	44	9

Tab. 11: Emergenz der 6 Tiefenchironomidenarten. Die Werte sind Ertragssummen aus Emergenzfallen bei Bendlikon, Thalwil, Erlenbach und Zollikon.

Chironomus anthracinus	3	6	9	12	15	20	25	30	35	40	Σ
1980											
Mai				3	4	4	1				12
Juni				11	13	5	1				30
Juli				5	5	7	2				19
Aug				12	33	23	10				78
Sep				17	54	60	29				160
Okt				3	10	7	4				24
1981											
Apr				1							1
Mai				12	23	40	11				86
Juni				7	13	13	2				35

Sergentia coracina	3	6	9	12	15	20	25	30	35	40	Σ
1980											
Mai						1	1		1		3
Juni											
Juli											
Aug											
Sep											
Okt											
1981											
Apr			2	7	9	16	7	49	19		109
Mai				5	6	23	33	54	25	2	148
Juni								3			3

Tanytarsus bathophilus	3	6	9	12	15	20	25	30	35	40	Σ
1980											
Mai	1	1	1	2		4					9
Juni	1	1	1	2	9	2					16
Juli	4	1	13	19	6	2					45
Aug			2	19	37	4					62
Sep				7	21	13					41
Okt		1	1		4	1	1				8
1981											
Apr	1	10	11	1							23
Mai	1			6	6	2					15
Juni		2		1	3	1					7

Tanytarsus niger	3	6	9	12	15	20	25	30	35	40	Σ
1980											
Mai						8	6	3			17
Juni					1	2	3	1			7
Juli									1		1
Aug											
Sep											
Okt											
1981											
Apr				2	7	5	6	49	14		82
Mai					62	98	70	49	2		281
Juni						6	8	3			17

Micropsetra coracina	3	6	9	12	15	20	25	30	35	40	Σ
1980											
Mai											
Juni											
Juli											
Aug											
Sep											
Okt								3			3
1981											
Apr	1	3	3	2	1	1		1		1	13
Mai					2	3	2		6	4	17
Juni							1	1	1	1	4

Micropsectra contracta	3	6	9	12	15	20	25	30	35	40	Σ
1980											
Mai									1		1
Juni											
Juli											
Aug											
Sep						1	1	2			4
Okt						3	1	4	2		10
1981											
Apr					2	13	3	23	21	24	86
Mai					1	5	11	26	33	27	103
Juni								2	2	1	5

Tab. 12: Emergenz von 6 Tiefenchironomidenarten bei Bendlikon.

Chironomus anthracinus	3	6	9	12	15	20	25	30	35	40	Σ
1980											
Apr											
Mai				1	12	6	7				26
Juni					4	3	1				8
Juli						1	2				3
Aug					10	10	5				25
Sep				2	15	12	9				36
Okt					2	1	1				4
1981											
Apr											
Mai					4	8	3				15
Juni					1	7	2				10

Sergentia coracina	3	6	9	12	15	20	25	30	35	40	Σ
1980											
Apr				1	3	2	3	5			14
Mai					1	5	11	5	7		29
Juni											
Juli											
Aug											
Sep											
Okt											
1981											
Apr				5	5	4	3	13	3		33
Mai					2	10	9	7	8		36
Juni											

Tanytarsus bathophilus	3	6	9	12	15	20	25	30	35	40	Σ
1980											
Apr	3	12	15	3							33
Mai		1	3	2	1	2					9
Juni	1			1		1					3
Juli	2	1		7	1						11
Aug				5	6	1					12
Sep					3	1					4
Okt		1			1		1				3
1981											
Apr											
Mai	1				1						2
Juni				1		1					2

Tanytarsus niger	3	6	9	12	15	20	25	30	35	40	Σ
1980											
Apr				2	6	3	5	2			18
Mai					20	29	47	3	1		100
Juni							1				1
Juli									1		1
Aug											
Sep											
Okt											
1981											
Apr					4	4	4	10			22
Mai					32	54	37	10	1		134
Juni											

Micropsetra coracina	3	6	9	12	15	20	25	30	35	40	Σ
1980											
Apr			1								1
Mai							1		2		3
Juni											
Juli											
Aug											
Sep											
Okt								1			1
1981											
Apr	1	1	1			1		1			5
Mai					2	3	2		1		8
Juni							1	1			2

Micropsectra contracta	3	6	9	12	15	20	25	30	35	40	Σ
1980											
Apr		1			3	6	1	1	2		14
Mai							1		3	1	5
Juni											
Juli											
Aug											
Sep											
Okt						3		4	2		9
1981											
Apr						4	3	7	16	9	39
Mai						2	1	1	15	5	24
Juni											

Tab. 13: Analyse mittels multipler, linearer Regression. Die Zahlen in Klammern sind standardisierte Koeffizienten. Bei den mit * bezeichneten Arten wurde mit den Ergebnissen aus Zuchten gerechnet. KPM = Kaliumpermanganatverbrauch; KPM/TG = Kaliumpermanganatverbrauch pro Trockengewicht; Partgr = Partikelgrösse; Popec = Potamogeton pectinatus; Poper = Potamogeton perfoliatus; SPartgr = Standardabweichung der Partikelgrösse; Trogew = Trockengewicht; Ufentf = Uferentfernung.

A r t	Tiefenverbreitung in den Emergenzfallen in m	Bestimmtheitsmass	Faktoren mit signifikanten Beiträgen
Ablabesmyia monilis	3 - 20	71	Ufentf. (-0.65); SPartgr (0.39)
Procladius (Psilotanypus) *	3 - 12	45	Tiefe (0.44); Ufentf (0.41)
Cricotopus bicinctus	3 - 6	53	Popec (0.73)
Cricotopus sylvestris	3 - 6	89	Poper (1.00); KPM/TG (-0.58)
Psectrocladius limbatellus	3 - 9	74	Tiefe (-0.90); Ufentf (0.43)
Chironomus anthracinus	12 - 25	50	KPM (0.84); Tiefe (1.17); KPM/TG (-0.79)
Cryptochironomus psittacinus	3 - 9	-	
Demicryptochironomus vulneratus *	3 - 9	61	KPM (-0.63); SPartgr (-0.51)
Dicrotendipes lobiger	3 - 6	63	Tiefe (-0.80)
Dicrotendipes nervosus	3 - 6	52	Tiefe (-0.72)
Endochironomus albipennis	3 - 9	69	Tiefe (-0.74); KPM/TG (0.44)
Microtendipes chloris	3 - 15	75	Ufentf (-0.34); Partgr (0.79); Popec (-0.80); Poper (0.44)
Microtendipes pedellus	3 - 9	86	Tiefe (-0.67); Ufentf (-0.46)
Parachironomus arcuatus	3 - 9	93	Poper (0.67); Tiefe (-0.41)
Paratendipes albimanus	3 - 15	56	Popec (-0.54); KPM/TG (-0.86); KPM (0.51)
Polypedilum bicrenatum	3 - 9	86	Tiefe (-0.93)
Polypedilum nubeculosum	3 - 12	37	Popec (0.61)
Polypedilum quadriguttatum	3 - 9	92	Tiefe (-0.97); KPM/TG (-2.33); KPM (1.03); Trogew (-1.25)

Tab. 13: Fortsetzung

A r t	Tiefenverbreitung in den Emergenzfallen in m	Bestimmtheitsmass	Faktoren mit signifikanten Beiträgen
Sergentia coracina	9 - 40	45	KPM (0.65); Ufentf (0.50)
Stictochironomus pictulus *	3	36	SPartgr (0.59)
Cladotanytarsus 1	3 - 9	78	KPM/TG (0.76); Tiefe (-0.51)
Cladotanytarsus 2	3 - 15	85	Holz (0.27); Poper (0.61); Popec (-0.47); Tiefe (-0.39)
Cladotanytarsus 3	3 - 9	98	Tiefe (-1.09); Poper (-0.33); Trogew (0.27); Ufentf (0.15)
Cladotanytarsus 4	3 - 9	66	KPM/TG (0.80); Steine (0.53)
Micropsectra coracina	3 - 40	-	
Micropsectra contracta	15 - 40	79	Tiefe (0.89)
Paratanytarsus inopertus	3 - 9	99.6	Tiefe (-0.71); Popec (0.79); KPM (0.59); SPartgr (-0.62); Trogew (0.51); Poper (0.12)
Tanytarsus bathophilus	3 - 25	63	KPM (0.70); KPM/TG (-0.84); Ufentf (0.80)
Tanytarsus holochlorus	3 - 9	90	Tiefe (-0.99); SPartgr (-0.41)
Tanytarsus niger	12 - 35	-	
Tanytarsus occultus	3 - 6	81	KPM (0.90)

C U R R I C U L U M V I T A E

von Markus Schürch, geboren am 10. 10. 1952 in Zofingen,

Bürger von Rohrbach (BE).

1959 - 1968	Primar- und Bezirksschule Zofingen
1968 - 1970	Kant. Handelsschule Aarau
1970 - 1972	Realabteilung des Gymnasiums in Aarau
1972 - 1978	Zoologiestudium an der Universität Zürich mit Diplomabschluss
ab 1978	Nachdiplomstudium an der Universität Zürich mit Mittelschullehrerausbildung Dissertation unter der Leitung von Prof. H. Burla
1983	Diplom für das höhere Lehramt
1978 - 1983	Assistent am Zoologischen Museum der Universität Zürich
1982 - 1983	Lehrbeauftragter an der Kantonsschule Zürich-Wiedikon
1983 - 1984	Lehrbeauftragter am Kantonalen Arbeitslehrerinnenseminar Zürich
ab 1984	Lehrbeauftragter an der Kantonsschule Zürich-Wiedikon und an der Berufsschule für Arztgehilfinnen W. Woodtli, Zürich

Bei folgenden Dozenten besuchte ich Vorlesungen und Kurse:

H. Ambühl, R. Bachofen, E. Batschelet, J. Biegert, H. Burla, P.S. Chen, C. Claude, C.D.K. Cook, T. Eisner, P. Endress, C.H. Eugster, G. Furrer, T. Gasser, M. Greuter, H. Hediger, H. Heimgartner, S. Hundsperger, E. Jungen-Hauschteck, H. Keller, S. Kubik, F. Kurt, H. Kummer, B. Nievergelt, R. Nöthiger, H.R. Oswald, O. Rohweder, W. Sauter, W. Scheffrahn, J. Schlittler, V. Schmid, R. Staub, P. Tardent, E.A. Thomas, D.C. Turner, H. Wanner, R. Wehner, K. Widmer, O. Woodtli, P. Yodzis, V. Ziswiler.